

– Sonderbericht –

30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen



IMPRESSUM

Herausgeber:

Ministerium für Umwelt und Naturschutz
Landwirtschaft und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen
40190 Düsseldorf
Telefon: (0211) 45 66 - 0
e-mail: poststelle@munlv.nrw.de

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
Wallneyer Str. 6, 45133 Essen
Telefon: (02 01) 79 95 - 0
e-mail: poststelle@lua.nrw.de

Redaktion:

Susanne Seuter
umweltbüro essen, Gänsemarkt 29/31, 45127 Essen

Erarbeitet von:

Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des LUA, der StUÄ und der LÖBF
unter Beteiligung des Naturschutzzentrums Kleve und der
Ruhr-Universität Bochum

ISSN:

1437-7500

Informationsdienste:

Umweltdaten aus NRW, Fachinformationen des LUA NRW:
• Internet unter <http://www.lua.nrw.de>

Bereitschaftsdienst:

Nachrichtenbereitschaftszentrale des LUA NRW
(24-Std.-Dienst): Telefon (0201) 71 44 88

Vertrieb:

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
Postfach 102 363, 45023 Essen

Layout, Satz:

Helga Friedrich, Angela Tuczek

Druck:

Moeker Merkur Druck GmbH, Köln

Vorwort

Am 1. Januar 1969 wurde die Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz, eine Vorläuferinstitution des heutigen Landesumweltamtes (LUA), gegründet. Damit wurde der Grundstein für die einheitliche Gewässerüberwachung im Lande geschaffen. Seitdem sind drei Jahrzehnte vergangen, in denen im Gewässerschutz viel angepackt und erreicht wurde. Dies belegen zum Beispiel die alle fünf Jahre erscheinenden Gewässergütekarten. In diesen Karten wird der Grad der organischen, biologisch leicht abbaubaren Belastung dargestellt.

Aber nicht nur die biologisch leicht abbaubaren Stoffe wurden mit Programmen zur Abwasserreinigung bei Industrie und Gewerbe reduziert. Die langlebigen, schwer abbaubaren Stoffe, organische Spurenstoffe mit giftigen Wirkungen bereits in kleinsten Mengen, werden zwar auch vermindert, wegen ihrer Wirkungen bleiben sie aber weiter auf der Tagesordnung.

Nach dem katastrophalen Fischsterben 1969, das von der Mainmündung bis weit in den Niederrhein reichte, wurde 1970 die erste Rheinmessstation Kleve-Bimmen an der Grenze zu den Niederlanden in Betrieb genommen. 1973 wurde dort der erste, im LUA entwickelte dynamische Fischtest installiert, der rund um die Uhr Schadwirkungen auf die Gewässerorganismen anzeigt.

Neben den genannten Untersuchungs- und Überwachungsarbeiten ist an den fließenden und stehenden Gewässern des Landes für eine breite Palette unterschiedlicher Problemstellungen eine Fülle von Arbeiten von den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern in der Wasserwirtschaftsverwaltung des Landes durchgeführt worden. Toxische Belastungen, routinemäßige Überwachung der Abwassereinleiter mit Fischen als Bioindikatoren zur Prüfung der Schadwirkungen gereinigten Abwassers, Eutrophierung stehender Gewässer und Talsperren, Versauerung der Bäche, Entwicklung und Nutzungsmöglichkeiten von neu entstandenen Seen im rheinischen Braunkohlerevier, Pflege- und Nutzungskonzepte für Naturschutzgewässer waren und sind die Themen, denen nachgegangen werden muss. Die Weiterentwicklung der Messverfahren zur Beurteilung von toxischen Stoffen und für die Gewässerbewertung sind weitere Arbeitsfelder. Nicht zuletzt sind biologisch-limnologische Untersuchungen ganz allgemeiner Bestandteil von Planungen und Maßnahmen der Sanierung sowie des vorsorgenden Gewässerschutzes. Neue Herausforderungen ergeben sich aus der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie mit ihrem ökosystemaren Ansatz. Hierzu sind in NRW bereits wertvolle naturwissenschaftliche Vorarbeiten geleistet worden.

Der vorliegende **Gewässergütebericht 2000** gibt Gelegenheit, die breite Palette der Untersuchungen mit vorwiegend biologischen Aufgaben darzustellen. Dabei wurde nicht Vollständigkeit angestrebt, sondern der Versuch unternommen, ausgewählte, typische Beispiele aufzuzeigen.

Der **Gewässergütebericht 2000** ist das Werk einer großen Zahl von Autorinnen und Autoren der Staatlichen Umweltämter und des Landesumweltamtes, aber auch der Kooperation mit der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten sowie von Biologischen Stationen.

Neben den bei den einzelnen Aufsätzen genannten Personen ist vielen ungenannten Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern für ihr Engagement und ihre sorgfältige Mitarbeit zu danken. Vieles, worüber hier berichtet wird, haben Frauen und Männer erarbeitet, die nicht mehr in der Wasserwirtschaftsverwaltung des Landes tätig sind. Ohne ihre Vorarbeit wäre dieser Bericht nicht zustande gekommen.

Wir wünschen dem **Gewässergütebericht 2000** eine freundliche Aufnahme bei seinen Leserinnen und Lesern.

Bärbel Höhn
Ministerin für Umwelt und Naturschutz,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV)
des Landes Nordrhein-Westfalen

Dr. Harald Imer
Präsident des Landesumweltamtes
Nordrhein-Westfalen

1	Einleitung	7
2	Spezifische Gewässerbelastungen	13
2.1	Saprobie - biologische Gewässergüte	17
2.2	Trophie	17
2.3	Versauerung	20
2.4	Salzbelastung	22
2.5	Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel	23
2.6	Strukturgüte	23
3	Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen	27
3.1	Aktivitäten in Nordrhein-Westfalen	31
3.1.1	25 Jahre Gewässergüteüberwachungsstationen in Nordrhein-Westfalen – Europas dichtestes Messstationennetz –	31
3.1.2	Einsatz von kontinuierlichen Biotestverfahren zur Gewässergüteüberwachung	37
3.1.3	Zebrauscheln im Dienste des Umweltschutzes – Akkumulationsmonitoring von biologisch verfügbaren Schadstoffanteilen in der Weser	41
3.1.4	Wiedereinbürgerung des Lachses in Nordrhein-Westfalen – Stand, wissenschaftliche und praktische Aspekte	49
3.2	Rhein und Nebenflüsse	55
3.2.1	Rheinstrom	55
3.2.1.1	Leben im Rhein	56
3.2.1.2	Sanierung und Restaurierung von Altgewässern am Unteren Niederrhein – Auswirkungen auf Gewässerbeschaffenheit und Trophie	70
3.2.1.3	Aktionsprogramm Rhein	77
3.2.2	Sieg	79
3.2.2.1	Erfolge der Gewässerüberwachung an der oberen Sieg	79
3.2.2.2	Die Gewässergüteentwicklung der unteren Sieg	84
3.2.2.3	Gewässergüte und ökologischer Zustand der Agger	87
3.2.3	Die Wupper – Vom „Schwarzen Fluss“ zum Lachsgewässer?	91
3.2.4	Erft	101
3.2.4.1	Die untere Erft – Ein subtropischer Fluss	101
3.2.4.2	Entwicklung der Gewässergüte in der Swist	104
3.2.5	Ruhr	107
3.2.5.1	Die untere Ruhr – Ein staureguliertes Fließgewässer auf dem Weg zur ökologischen Durchgängigkeit	107
3.2.5.2	Die Volme – Entwicklung der Gewässergüte im Zeitraum von 1969/70 bis 1999	117
3.2.6	Emscher	139
3.2.6.1	Vom Abwasserkanal zum Fluss – Erfolgreiche Schritte bei der ökologischen Wiederbelebung des Emschersystems	139
3.2.6.2	Auferstanden aus dem Schmutzwasserbett – Erfolge von Renaturierungsmaßnahmen im Emschersystem	152
3.2.7	Die Lippe im Rückblick der Güteüberwachung	163

3.3	Ems und Einzugsgebiet	177
3.3.1	Die Güteentwicklung der Ems von 1969 bis 1999	177
3.3.2	Die Werse – Wechselwirkungen zwischen Abwasserreinigung und Gewässergüteentwicklung in den letzten 30 Jahren	184
3.3.3	Ibbenbürener Aa	193
3.4	Einzugsgebiet Weser	197
3.4.1	Die Weser, der Mensch und das Salz: Entwicklungsmöglichkeiten eines großen Fließgewässers in Deutschlands Mitte	197
3.4.2	Der Emmerstausee: Ein Eingriff mit Folgen	211
3.5	Einzugsgebiet Maas	215
3.5.1	Entwicklung der Gewässergüte in der Wurm	215
3.5.2	Die Niers – Der Wandel von der „Landeskloake“ zum Fischgewässer	225
3.6	Einzugsgebiet Ijsselmeerzuflüsse	233
3.6.1	Issel – Ein landwirtschaftlich geprägter Flachlandfluss	233
3.6.2	Die Berkel – Ein sandgeprägtes Gewässer im Münsterland	239
4	Stehende Gewässer	243
4.1	Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit ausgewählter Tagebauseen der Ville	247
4.2	Baggerseen und ihre Folgenutzungen	257
4.3	Ökologische Entwicklung von Kleingewässern der Westfälischen Tieflandsbucht	267
4.4	Die Sanierung des Schlossgrabens in Münster	283
5	Gewässerversauerung	287
5.1	Untersuchungen zur Gewässerversauerung in Nordrhein-Westfalen	289
5.2	Die Ölbachquelle: sauber, sauer und seltsam schön	293
6	Einfluss von hormonell aktiven Schadstoffen auf Fische in Nordrhein-Westfalen	298
7	Gewässerstrukturgüte der Fließgewässer	309
8	Ausblick	315
8.1	Rohstoffgewinnung in Flussauen: Über die nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen und die Wiederherstellung autotypischer Lebensräume am Beispiel der Weser	317
8.2	Zuviel Salz in der Suppe – Notwendigkeit eines einheitlichen Grubenwasserkonzeptes für Emscher und Lippe	323
8.3	Endokrin wirksame Stoffe in Oberflächengewässern	335
8.4	Arzneimittel	337
8.5	Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie	341
	Fotonachweis	345

An aerial photograph showing a wide river meandering through a rural landscape. The river flows from the upper left towards the lower right, with several sharp bends. On the left bank, a dense residential area with many small houses is visible, along with a large industrial or commercial building complex. The right bank is mostly open fields and some scattered trees. In the background, rolling hills are visible under a clear sky.

1 Einleitung

1 Einleitung

Prof. Dr. Günther Friedrich (LUA)

Von der Wasserqualität zur Gewässerqualität

Wasser ist nicht selbstverständlich überall und zu jeder Zeit in der gewünschten Menge und Qualität vorhanden. Deshalb wurde auch in recht wasserreichen Regionen wie den Rheinlanden, Westfalen und dem Lippeschen – heute Nordrhein-Westfalen – schon von jeher Vorsorge getrieben. Vor allem der Schutz vor Hochwasser und die Sicherung der Ufergrundstücke waren zentrale Bestandteile der Daseinsvorsorge. Wasser als Energieträger wurde genutzt, um die Kleinindustrie schon vor Jahrhunderten zu entfalten. Bereits um die Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert wurde entschieden, die Ruhr als Trinkwasserfluss zu schonen und die Emscher als Abwasserfluss zu 'brauchen', heute besser zu 'missbrauchen'.

Nach dem Ende des 2. Weltkriegs nahm die Verunreinigung der Flüsse und Bäche während des Wiederaufbaus dramatisch zu. Erst im wahrsten Sinne stinkendes Wasser, Fischsterben, Schaumberge von Waschmitteln und Öllachen auf den Flüssen führten mit sich steigenden Ansprüchen an das Trinkwasser zu inzwischen flächendeckender Reinigung des Abwassers.

Parallel dazu wurde die Entkoppelung der Wasserkörper von ihrer Aue durch Meliorierung und Dränung so weit getrieben, dass auch nasse Dauergrünlandstandorte ackerfähig wurden. Der nur auf maximale Nutzung der Fläche für Landwirtschaft, Siedlung und Gewerbe ausgerichtete, rein technische Ausbau wurde noch massiv betrieben, als es bereits durch Überproduktion erhebliche strukturelle Probleme in der Landwirtschaft gab und naturnah gebliebene Gewässer ein rares Gut geworden waren.

Inzwischen hat sich viel geändert. Das kann man z. B. an der Entwicklung der im § 1 des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) formulierten Ziele ablesen. In der ersten Fassung von 1957 und auch der zweiten ist lediglich festgelegt, dass die Benutzung der Gewässer einer behördlichen Erlaubnis oder Bewilligung bedarf (WHG 1957). Mit der 4. Novelle von 1976 wurde im Grundsatz eingeführt, dass

Gewässer zum Wohl der Allgemeinheit zu bewirtschaften sind. Erst mit der 5. Novelle von 1986 wurde rechtlich verbindlich festgelegt, dass die Gewässer als Bestandteile des Naturhaushalts zu bewirtschaften sind. Die jüngste, 6. Novelle von 1996 legt im § 1a als Grundsatz fest:

„Die Gewässer sind als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Sie sind so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen einzelner dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen unterbleiben.“

Eine ähnliche, verzögerte Entwicklung bahnt sich jetzt auf europäischer Ebene an. Waren die ersten das Wasser betreffenden EG-Richtlinien lediglich auf die Sicherung einer zweckentsprechend guten Beschaffenheit des Wassers ausgerichtet, so setzt die kommende EU-Wasserrahmenrichtlinie als allgemeines Ziel eine gute ökologische Qualität der Gewässer, die mit biologischen Kenngrößen regional und gewässertypspezifisch zu bestimmen ist. Wenn man bedenkt, dass die EG-Fischgewässerrichtlinie von 1976 (EG 1976) lediglich chemische Qualitätsziele für Kenngrößen des Wasserchemismus und die Wassertemperatur bestimmt, auf die Beschaffenheit des Gewässerbettes als weitere, unersetzbare Grundlage für das Leben von Fischen oder die Erreichbarkeit der Laichgründe von Lachs und Meerforelle aber überhaupt keinen Bezug nimmt, dann kann man schon von einem Quantensprung in der gesellschaftlichen Akzeptanz des Gewässerschutzes reden.

Dennoch bleibt immer ein bitterer Beigeschmack, wenn der heute erreichte Stand der Abwasserreinigung und die ersten Erfolge von Renaturierungen und Entfesselungen der Flüsse und Bäche mit dem Zustand vor Beginn der Rückbesinnung auf die Werte gesunder Gewässer verglichen werden. Wir sollten nicht zurückschauen zu einer Zeit, derer wir uns heute schämen müssen, sondern die immer noch großen Aufgaben vor uns sehen.

Meilensteine der Gütebewertung

Bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde eine biologische Methode zur Bewertung der Gewässergüte entwickelt, die in revidierter Form heute noch als Saprobien-System Bestand hat. Die mittels Indikatororganismen definierten Gütestufen galten lange Zeit als die Bewertungsmethode für Gewässer schlechthin. In der Tat war auch über Jahrzehnte nur die Belastung mit biologisch leicht abbaubaren, organischen Substanzen zu indizieren, denn das war **das** Problem. Inzwischen sind neue, unerwünschte Stoffe im Wasser und neue Probleme entstanden, die differenziertere Bewertungsmethoden erfordern.

Schon in den 50er Jahren begann die regelmäßige chemische und auch die biologische Untersuchung der Fließgewässer des Landes. Sie wurde zunächst von verschiedenen Untersuchungslabors im Auftrag der Wasserwirtschaftsämter durchgeführt. Einer der Auftragnehmer war die Limnologische Station Niederrhein in der Max-Planck-Gesellschaft, von der die Gebiete der heutigen StUA Aachen, Köln und Düsseldorf untersucht wurden. Diese Institution wurde bei Gründung der Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LGG) am 1. Januar 1969 der Aufgabenbereich Biologie.

Im Sommer desselben Jahres ereignete sich ein dramatisches Fischsterben im Rhein. Tagelang trieben verendete und verendende Fische vom Mittelrhein bis in die Niederlande. Um festzustellen, ob die akut toxische Belastung des Rheinwassers noch anhielt oder nur die geschädigten Fische abtreiben, wurden von der Landesanstalt in einem nahegelegenen Baggersee rheintypische Fische gefangen und im Fluss exponiert. Ein Mitarbeiter wurde abgestellt, der das Verhalten der Fische beobachtete. Der Begriff „Dynamischer Biotest“ existierte zu der Zeit noch nicht. Angeregt durch diese Katastrophe wurden jedoch in mehreren Landesanstalten Fischmonitore entwickelt. Mitarbeiter des heutigen LUA hatten maßgeblichen Anteil an der Entwicklung des dynamischen Fischtestes (JUHNE & BESCH 1971, JUHNE & ERMISCH 1973), der in der bereits 1970 in Betrieb genommenen Messstation an der Deutsch-Niederländischen Grenze eingesetzt wurde. Später wurde das System der Biomonitorie ausgebaut zu einer Palette, bei denen verschiedene Organismen eingesetzt werden. Zu

Beginn des Jahres 2000 konnte der letzte Fischtest am Rhein in NRW stillgelegt werden, weil inzwischen vor allem der ebenfalls von einem Mitarbeiter des Hauses entwickelte dynamische Daphnientest eine noch breitere Palette potentieller Schadstoffe empfindlicher detektieren kann (KNIE 1978) (s. Kap. 3.1.2).

Zur Vereinheitlichung der biologischen Fließgewässerbewertung, auf deren Grundlage die Gütekarten entstehen, wurde 1982 eine „Richtlinie zur Ermittlung der Gewässergüteklasse“ für NRW in Zusammenarbeit mit den inzwischen bei den meisten Wasserwirtschaftsämtern tätigen Biologen und von Verbänden und Untersuchungseinrichtungen in NRW erarbeitet und vom Ministerium eingeführt. Das war ein wichtiger Schritt zur Standardisierung der Mess- und Bewertungsverfahren. Das zugrundeliegende Saprobien-System existierte damals noch in verschiedenen Versionen und wurde erst 1991 als DIN-Norm (DIN 1991) für die ganze Bundesrepublik formal vereinheitlicht und aktualisiert (FRIEDRICH 1990).

Seit dem Umweltprogramm der Bundesregierung von 1975 gilt Güteklasse II oder besser als allgemeines Güteziel für die Fließgewässer in der Bundesrepublik. Dieses damals hochgesteckte Ziel wurde nicht mehr aus den Augen verloren und bildet bis heute eine Grundlage des Handelns im Gewässerschutz.

Als ein weiterer Meilenstein der Umsetzung biologischer Untersuchungsergebnisse in den praktischen Gewässerschutz kann die Ableitung von Mindestgüteanforderungen aus der statistischen Auswertung der biologischen und chemischen Daten der Überwachung der Fließgewässer gelten. Das Ergebnis war aus der Sicht des Zeitzeugen eine der wichtigsten gemeinsamen Arbeiten von Biologen, Chemikern und Abwassertechnikern. Schon nach fünf Jahren wurden sie ersetzt durch die Allgemeinen Güteanforderungen, AGA (LWA 1991) als Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren und vom Ministerium offiziell im Lande Nordrhein-Westfalen eingeführt.

Ein ähnlich folgenschwerer Unfall wie 1969 ereignete sich am 1. November 1986, als in einer Lagerhalle der Firma Sandoz ein Brand ausbrach, dessen ökotoxikologische Folgen bis zur Messstation Bad Honnef biologisch nachweisbar waren. In der Folge

wurde im Zuge der Anpassung der Gewässerüberwachung an neue Herausforderungen das INGO-System installiert, das vor allem eine adaptierte Palette chemischer Kenngrößen umfasst, die in den vom LUA betriebenen, landeseigenen, z. T. neu errichteten Messstationen gemessen werden. Dazu gehören auch die Dynamischen Bioteste (s. Kap. 3.1.2). Daneben wurden an mehreren Stationen künstliche Aufwuchsträger installiert. Dabei handelt es sich um Steine aus dem Rhein, die in durchlöcherten Plastikflaschen im Rhein exponiert sind. Auf ihnen siedeln sich Tiere an. Der Vorteil der künstlichen Aufwuchsträger liegt insbesondere darin, dass sie sich an Pontons befestigt immer in der gleichen Tiefe unter der Wasseroberfläche befinden und auch bei Hochwasser zugänglich sind.

Neben der Verschmutzung der Fließgewässer mit biologisch leicht abbaubaren Substanzen, wie sie typischerweise im häuslichen und dem aus der Verarbeitung landwirtschaftlicher Produkte stammenden Abwasser vorherrschen, erwies sich die Eutrophierung als ein schwerwiegendes Problem, das vor allem in Trinkwassertalsperren zu erheblichen Störungen der Wasseraufbereitung führte. Im Zuge der Kies- und Sandgewinnung sowie als Folge des Braunkohletagebaues im rheinischen Revier zwischen Köln und Aachen waren viele Abgrabungsseen entstanden. Anthropogen entstandene Seen waren bis zu der Zeit noch wenig untersucht und auch hierbei hat sich die inzwischen in 'Landesanstalt für Wasser und Abfall NRW' umbenannte Dienststelle intensiv an der Erarbeitung wichtiger wassergütwirtschaftlicher Grundlagen beteiligt, insbesondere durch Arbeiten im Münsterländer Kiessandzug (CHRISTMANN 1984). und durch Untersuchung und Bewertung einer großen Zahl von Seen im Rekultivierungsgebiet der rheinischen Braunkohle.

Anfang der 80er Jahre traten als Folge der Belastung der Luft insbesondere mit Schwefelverbindungen Versauerungserscheinungen an fließenden und stehenden Gewässern vor allem in Nordamerika und Nordeuropa in Erscheinung, die zu dramatischen Schäden an den Organismen in ihnen führten. Auch Nordrhein-Westfalen blieb davon nicht verschont. Insbesondere in den abwasserfreien Oberläufen in Gebieten mit schwach gepuffertem Bachwasser trat erhebliche biologische Verarmung auf, die nicht nur die Fische, vor allem Forellen, betraf, sondern auch viele besonders

schutzbedürftige Tiere der Bäche. Bis heute beteiligt sich das Land an einem internationalen Monitoringprogramm (FRIEDRICH & HESSE 1990). In jüngster Zeit ist die Versauerungsintensität der Fließgewässer in NRW wie auch sonst in Deutschland deutlich rückläufig, offensichtlich ein Erfolg der Entschwefelung von Rauch- und Abgasen.

Zu der Zeit, da der Verbesserung der Wasserbeschaffenheit schon sehr viel Aufmerksamkeit galt, gab es noch keinen gesellschaftlichen Konsens für den ganzheitlichen Gewässerschutz. Zur Maximierung der Nutzung in den Auen wurde rein technisch betriebener Gewässerausbau und die entsprechende Unterhaltung stark voran getrieben. Auch Hochwasserrückhaltebecken mit Dauerstau waren erstrebte Ziele. Erst Mitte der 70er Jahre begann ein Umdenken, das sich u. a. in der „Richtlinie für naturnahen Ausbau und Unterhaltung der Fließgewässer in NRW“ 1980 (LWA 1980) manifestierte. Die Richtlinie war zugleich ein Meilenstein auf dem Wege zur intensiven Kooperation von Ingenieuren und Biologen in Richtung auf gemeinsames Denken und Handeln im Sinne eines ganzheitlichen Gewässerschutzes als eine der Kernaufgaben der Wasserwirtschaft. In der Folge wurde die Richtlinie mehrfach überarbeitet und mit der 5. Auflage 1999 wurde sie umbenannt in „Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen“ (LUA 1999).

Die Konsequenz war der Versuch, die Gewässer ökologisch als Ganzheit aus Wasserkörper, Gewässerbett und umgebender Aue zu begreifen und für ihren Zustand Bewertungsverfahren zu entwickeln. Wegweisend ist die 1985 gemeinsam von der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW (LÖLF) und dem Landesamt für Wasser und Abfall in einer Expertengruppe erarbeitete und herausgegebene Schrift „Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern“ (LÖLF & LWA 1985) zu nennen. Aufbauend darauf und den zwischenzeitlich an vielen Stellen entwickelten Ideen und Forderungen erschien folgerichtig 1993 der Entwurf für die Bewertung und Kartierung der Strukturgüte von Fließgewässern in NRW. Damit wurde der Erfordernis Rechnung getragen, dass zur Bewertung auch der Gewässerstruktur ein auf wissenschaftlicher Basis erarbeitetes, praktikables Instrument verfügbar sein muss, mit dessen Hilfe vorhandene Defizite aufgezeigt und Verbesserungen dokumentiert werden können.

Soweit ein geraffter Rückblick über 30 Jahre Entwicklung der biologischen Gewässeruntersuchung. Neueste Entwicklungen beziehen sich auf die ökotoxikologische Untersuchung von Langzeitwirkungen von Industriechemikalien und auch von Naturstoffen, die verstärkt in die Gewässer gelangen. Eine wichtige Methode für die Ermittlung biologischer Langzeitwirkungen ist die Messung des gentoxischen Potenzials (umu-Test, s. Kap. 3.2.3) aber auch der endokrinen Wirkung (s. Kap. 6 & 8.3) in Wasser und Abwasser.

Die Zukunft bringt neue Herausforderungen aufgrund der kurz vor der Verabschiedung stehenden EU- Wasserrahmenrichtlinie. Sie weist der biologischen Gewässeruntersuchung einen hohen Stellenwert bei der Bewertung der Oberflächengewässer zu und damit den Biologen in der Wasserwirtschaft hohe Verantwortung (s. Kap. 8.5).

Literatur

- CHRISTMANN, K.H. (1984): Limnologische Untersuchungen von vier Baggerseen des Münsterländer Kiessandzuges. LWA-Schriftenreihe "Wasser und Abfall" H. 39. 149 S. Baggerseen Schriften der LA
- DVWK (Hrsg.) (1978): Gestaltung und Nutzung von Baggerseen. DVWK-Regeln 108.
- EG (1978): Richtlinie der Rates der Europäischen Gemeinschaft über die Qualität von Süßwasser, das schutz- und verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten, vom 18.7.1978, (78/659/EWG) - Fischgewässerrichtlinie.
- ERMISCH, R. & I. JUHNKE (1973): Automatische Nachweisvorrichtung für akut toxische Einwirkungen auf Fische im Strömungstest.- Gewässer und Abwasser, H. 52, S. 16-23 Kempen-Hüls.
- FRIEDRICH, G. & K.-J. HESSE (1990): Gewässerversauerung in Nordrhein-Westfalen. LWA NRW Jahresbericht '90. S. 37-43.
- JUHNKE, I. & W.K. BESCH (1971): Eine neue Testmethode zur Früherkennung akut toxischer Inhaltsstoffe im Wasser.- Gewässer und Abwasser, H. 50/51, S. 107-114, Kempen-Hüls.
- KNIE, J. (1978): Der Dynamische Daphnientest - ein automatischer Biomonitor zur Überwachung von Gewässern und Abwässern. Wasser und Boden 12, 310-312.
- LWA (Landesamt für Wasser und Abfall NRW) (1980): Richtlinie für naturnahen Ausbau und Unterhaltung der Fließgewässer.
- LWA (Landesamt für Wasser und Abfall NRW) (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA) - Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren.
- LÖLF & LWA (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW & Landesamt für Wasser und Abfall NRW) (1985): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, Düsseldorf.
- LUA (Landesumweltamt NRW) (1999): Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer.
- WHG (1957): Wasserhaushaltsgesetz der Bundesrepublik Deutschland.
- WHG (1996): Wasserhaushaltsgesetz der Bundesrepublik Deutschland, 6. Novelle.



2 Spezifische Gewässerbelastungen

2. Spezifische Gewässerbelastungen und deren Bewertung

Prof. Dr. Günther Friedrich (LUA) & Susanne Seuter (umweltbüro essen)

Oberflächengewässer unterliegen vielen Nutzungen. Sie nehmen Abwässer auf, dienen als Schifffahrtsstraßen, der Fischerei, der Erholung, der Bewässerung und nicht zuletzt der Trinkwasserversorgung. Die „Regelung der Vorflut“ durch Gewässerausbau und -unterhalt, um die Niederungen und die Auen der Fließgewässer intensiv nutzen zu können, aber auch die Nutzung der Wasserkraft führen vor allem zur Beeinträchtigung der Gewässergestalt und damit der Funktion als Lebensraum für Pflanzen und Tiere. Die vielfältigen Nutzungen und Gewässerbelastungen haben vielerorts zur Verarmung der Gewässerlandschaft geführt.

Seit Beginn des Jahrhunderts wurde zunächst die Belastung der Fließgewässer mit organischer, biologisch leicht abbaubarer Substanz bewertet. Das ist die Grundlage der seit 1971 erstellten Gewässergütekarte von Nordrhein-Westfalen (Abb. 1). Die erste von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) herausgegebene Gewässergütekarte für die Bundesrepublik Deutschland erschien 1976. Seither wird die Intensität der Verunreinigung von Flüssen und Bächen durch biologisch leicht abbaubare organische Stoffe mit standardisierter Methodik bundesweit einheitlich erhoben und wird seitdem alle 5 Jahre fortgeschrieben.

Auch heute noch wird von Vielen die saprobielle Beurteilung, d. h. die Bewertung der Auswirkungen von Gewässerbelastungen mit biologisch leicht abbaubaren Substanzen als die Methode schlechthin angesehen.

Die plakative Darstellung der Güteklassen in den durch LIEBMANN (1962) eingeführten Signalfarben von blau über grün und gelb bis rot hat Belastungsschwerpunkte unserer Fließgewässer aufgezeigt. Die erst aufgrund der Gewässergütekarte möglich gewordene gute räumliche Zuordnung von Verursachern punktueller Gewässerverunreinigung hat in der Vergangenheit einen nicht unerheblichen Beitrag zur Reinhaltung der Flüsse und Bäche geleistet. Die in den siebziger Jahren vorherrschende gelbe und rote Farbe der Karten hat sich im Laufe der achtziger Jahre in eine überwiegend grüne Karte gewandelt.

Die Gewässerbelastungen haben sich im 20. Jahrhundert stark gewandelt. Mit der Einführung der zentralen Wasserversorgung und der Abwasserkanalisation Anfang des Jahrhunderts gab es einen sprunghaften Anstieg der organischen Belastung der Gewässer. Bis nach dem Zweiten Weltkrieg stellten die leicht abbaubaren organischen Stoffe das Hauptproblem der Verunreinigung dar. Während des Wiederaufbaus nach dem Zweiten Weltkrieg nahm die Belastung der Gewässer – kommunaler und industrieller Herkunft – stetig zu. Insbesondere am Rhein wurde die Ölverschmutzung des als internationale Schifffahrtsstraße genutzten Stroms zum Problem. Anfang der siebziger Jahre war der Höhepunkt der Gewässerverschmutzung erreicht. Die Sauerstoffgehalte waren mit 1-2 mg/l am Niederrhein auf einem Minimum angelangt, was nur noch einzelnen anspruchslosen Fischarten und wenigen anderen Gewässerorganismen das Überleben gestattete. Durch die Inbetriebnahme zahlreicher Kläranlagen seit Mitte der siebziger Jahre verringerte sich die organische Belastung vieler Flüsse und Bäche deutlich. Inzwischen wird in Nordrhein-Westfalen das Abwasser von 95 % aller Einwohner biologisch geklärt. Diese Maßnahmen bewirkten, dass die Sauerstoffgehalte wieder anstiegen. Damit ging eine Verbesserung der Gewässergüte einher und die Fischfauna sowie die Lebensgemeinschaft der niederen Tiere (Makrozoobenthos) konnte sich erholen.

Seit dem Ende der achtziger Jahre wird zunehmend Kritik an den „viel zu grünen Karten“ laut, weil sie die Beeinträchtigung der Gewässer, die über die Belastung mit leicht abbaubaren organischen Substanzen hinausgehen, nicht erfassen. Dank der zunehmenden Abwasserreinigung sind die Flüsse und Bäche zwar im Hinblick auf diese Stoffe sauberer geworden, aber aufgrund neuartiger oder vorher durch die ungeklärten Abwässer „maskierten“ Belastungen weisen die Gewässer heute andere Gütedefizite auf, die u. a. durch rein technischen Ausbau, Eutrophierung, Versauerung, Langzeittoxizität und Mikroverunreinigungen entstehen.

Die Produktion vieler neuer Stoffe und deren Anwendung, aber auch der fortschreitende Gewäs-

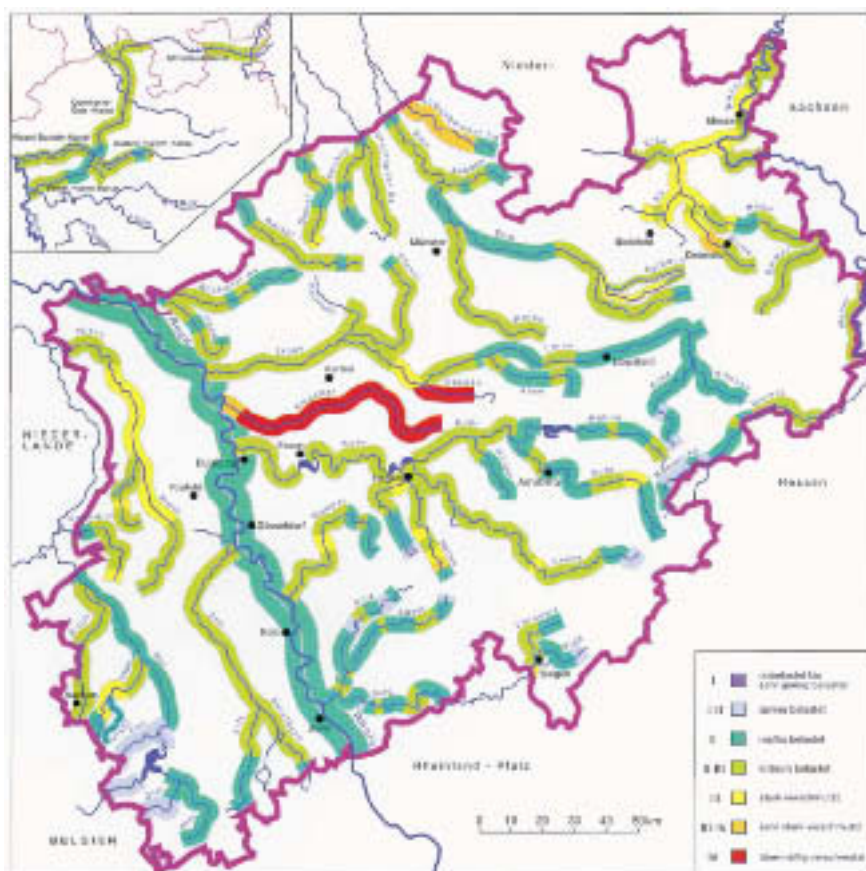
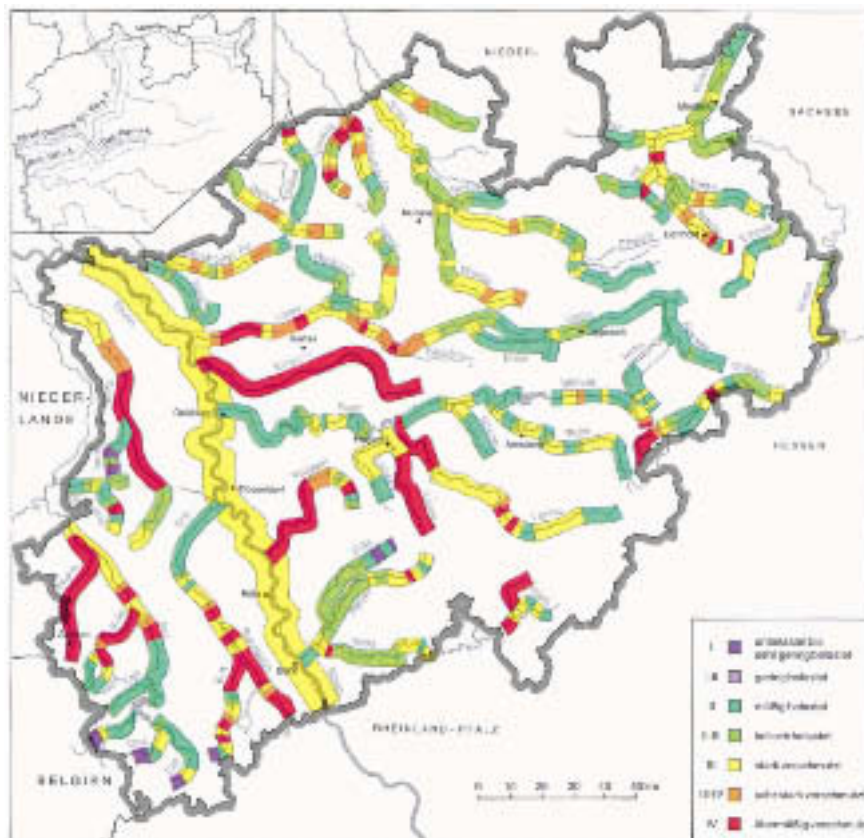


Abb. 1: Gewässergütekarte Nordrhein-Westfalens von 1969 oben und 1995 unten

serausbau führten zu Beeinträchtigungen, die nicht mit Hilfe des Saprobien-Systems erfasst und bewertet werden können. Lange Zeit fehlten umsetzbare Ansätze zur Messung, Klassifikation und Bewertung der neuen Gewässerbelastungen. Unterdessen ist die Entwicklung weitergegangen (vgl. hierzu FRIEDRICH 1986, BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1986, BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1998, FRIEDRICH & LACOMBE 1992).

2.1 Saprobie

– biologische Gewässergüte

Die Saprobie, bisher vereinfacht als biologische Gewässergüte bezeichnet, beschreibt die Gewässerbelastung durch organische Stoffe, die von Bakterien, Pilzen und heterotrophen Einzellern unter Sauerstoffverbrauch abgebaut werden. Die Erhöhung des Angebotes an organischen Stoffen wird z. B. durch Abwässer verursacht. Hohe Saprobie in Gewässern führt zu Verhältnissen, die nicht nur das Ökosystem belasten, sondern auch die Nutzung durch den Menschen beeinträchtigen. Die Einführung der biologischen Klärung von Abwässern hat in der Vergangenheit zu einer erheblichen Reduzierung dieser Belastungen geführt.

Die Belastung von Gewässern mit organischer biologisch leicht abbaubarer Substanz wird anhand des Saprobien-Systems klassifiziert. Es basiert auf dem Vorkommen oder Fehlen unterschiedlich anspruchsvoller Arten. Das auf KOLKWITZ & MARSSON (1902) zurückgehende und von LIEBMANN (1962) revidierte Saprobien-System ist inzwischen als DIN-Norm 38410 (DIN 1992, FRIEDRICH 1991) eingeführt und war lange Zeit die einzige Grundlage der Bewertung von Fließgewässern.

Anhand der vorgefundenen Organismen, die an die jeweiligen Lebensumstände angepasst sind, erfolgt die Beurteilung der Gewässergüte (Abb. 2). Die Untersuchung der aquatischen Lebensgemeinschaft liefert naturgemäß keine Information über spezifische Schadstoffe oder deren Konzentrationen. Sie erlaubt jedoch hinsichtlich der Wasserqualität integrierende Aussagen über einen längeren Zeitraum, da die Organismen nur anzutreffen

sind, wenn sie in ihrem ganzen Lebenszyklus die erforderlichen Lebensbedingungen vorgefunden haben. Eine standorttypische Besiedlung mit Arten, die hohe Ansprüche an die Wasserqualität stellen, zeigt an, dass das Gewässer über einen längeren Zeitraum nicht oder nur gering belastet wurde. Das Fehlen bestimmter Arten hingegen lässt Rückschlüsse auf Schadstoffbelastungen zu, die durch ergänzende chemisch-physikalische Untersuchungen ermittelt werden müssen.

Auch zur Ableitung von Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA) wurde die Güteklassifikation auf der Grundlage des Saprobien-Systems herangezogen (LWA 1991). Die AGA strebt als allgemeines Güteziel für alle Fließgewässer die Güteklasse II oder besser an.

2.2 Trophie

Trophie ist die Intensität der photoautotrophen Produktion im Gewässer. Die pflanzliche Produktion ist in erster Linie abhängig von der Nährstoffversorgung, steht aber auch in engem Zusammenhang mit Licht, Temperatur und Wasserbewegung. Zur Charakterisierung der Nährstoffsituation wird der Gesamtphosphorgehalt verwendet, da der Prozess der Eutrophierung meist auf eine erhöhte Verfügbarkeit von Phosphor zurückzuführen ist. Die Einstufung der trophischen Situation erfolgt in der Regel anhand der Parameter Chlorophyll a und Sichttiefe stehender Gewässer. Je nach Trophie werden die Gewässer als oligotroph, mesotroph und eutroph bezeichnet. Klassischerweise wurde diese Klassifizierung nach dem Belastungskonzept von VOLLENWEIDER (OECD 1982) auf stehende Gewässer angewandt und umfasste nur die drei genannten Stufen. Insbesondere in belasteten Gewässern ist diese Abstufung nicht ausreichend. Daher wurde das Trophiesystem um die Stufen polytroph und hypertroph ergänzt (Tab. 1).

In stehenden Gewässern kommen auch unter unbelasteten, naturnahen Bedingungen unterschiedliche Trophiegrade im Bereich von oligotroph bis eutroph vor. Der Übergang vom eutrophen zum polytrophen Trophiegrad ist mit einem starken Anstieg der Belastung verbunden.

Bewertung der Güteklassen (nach LAWA 1996)

Gewässergüteklasse I: oligosaprob (unbelastet bis sehr gering belastet)

- Gewässerabschnitte mit reinem, stets annähernd sauerstoffgesättigtem, und nährstoffarmem Wasser;
- geringer Bakteriengehalt;
- mäßig dicht besiedelt, vorwiegend mit Algen, Moosen, Strudelwürmern und Insektenlarven;
- sofern sommerkühl, Laichgewässer für Salmoniden



Epeorus sylvicola

Charakteristische Art für
Güteklasse I

Gewässergüteklasse I - II: oligosaprob bis β -mesosaprob (gering belastet)

- Gewässerabschnitte mit geringer anorganischer Nährstoffzufuhr und organischer Belastung ohne nennenswerte Sauerstoffzehrung;
- dicht und meist in großer Artenvielfalt besiedelt;
- sofern sommerkühl, Salmonidengewässer



Ecdyonurus forcipula

Charakteristische Art für
Güteklasse I-II

Gewässergüteklasse II: β -mesosaprob (mäßig belastet)

- Gewässerabschnitte mit mäßiger Verunreinigung und guter Sauerstoffversorgung;
- sehr große Artenvielfalt und Individuendichte von Algen, Schnecken, Kleinkrebsen, Insektenlarven;
- Wasserpflanzenbestände können größere Flächen bedecken;
- artenreiche Fischgewässer

Gewässergüteklasse II - III: β -mesosaprob bis α -mesosaprob (kritisch belastet)

- Gewässerabschnitte, deren Belastung mit organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen einen kritischen Zustand bewirkt;
- Fischsterben infolge Sauerstoffmangels möglich;
- Rückgang der Artenzahl bei Makroorganismen;
- gewisse Arten neigen zu Massenentwicklung;
- fädige Algen bilden häufig größere, flächendeckende Bestände



Calopteryx sp.

Massenform in Güteklasse II

Gewässergüteklasse III: α -mesosaprob (stark verschmutzt)

- Gewässerabschnitte mit starker organischer, sauerstoffzehrender Verschmutzung und meist niedrigem Sauerstoffgehalt;
- örtlich Faulschlammablagerungen;
- Kolonien von fadenförmigen Abwasserbakterien und festsitzenden Wimpertieren übertreffen das Vorkommen von Algen und höheren Pflanzen;
- nur wenige gegen Sauerstoffmangel unempfindliche tierische Makroorganismen wie Egel und Wasserasseln kommen bisweilen massenhaft vor;
- mit periodischem Fischsterben ist zu rechnen



Asellus aquaticus

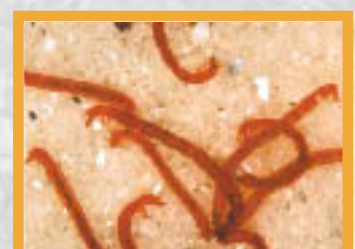
Massenform in Güteklasse III

Gewässergüteklasse III - IV: α -mesosaprob bis polysaprob (sehr stark verschmutzt)

- Gewässerabschnitte mit weitgehend eingeschränkten Lebensbedingungen durch sehr starke Verschmutzung mit organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen, oft durch toxische Einflüsse verstärkt; zeitweilig totaler Sauerstoffschwund;
- Trübung durch Abwasserschwebstoffe;
- ausgedehnte Faulschlammablagerungen;
- durch Wimpertierchen, rote Zuckmückenlarven oder Schlammröhrenwürmer dicht besiedelt;
- Rückgang fadenförmiger Abwasserbakterien;
- Fische nicht auf Dauer und nur ausnahmsweise anzutreffen

Gewässergüteklasse IV: polysaprob (übermäßig verschmutzt)

- Gewässerabschnitte mit übermäßiger Verschmutzung durch organische sauerstoffzehrende Abwässer; Fäulnisprozesse herrschen vor; Sauerstoff über lange Zeit in sehr niedrigen Konzentrationen vorhanden oder gänzlich fehlend
- Besiedlung vorwiegend durch Bakterien, Geißeltierchen und freilebende Wimpertierchen;
- Fische fehlen;
- bei starker toxischer Belastung biologische Verödung



Chironomus thummi-Gruppe

Massenform in Güteklasse III- IV

Tab. 1: Definitionen der Trophiegrade für stehende Gewässer (LAWA 1998)

Oligotroph	• Produktion schwach aufgrund geringer Verfügbarkeit der Nährstoffe • Phytoplanktonentwicklung ganzjährig gering • hohe Sichttiefe durch geringe Planktondichten • ganzjährig hohe Sauerstoffsättigung, Sauerstoffkonzentration des Tiefenwassers am Ende der Stagnationsperiode über 4 mg/l O₂
Mesotroph	• Produktion höher als beim oligotrophen Gewässer aufgrund höherer Verfügbarkeit der Nährstoffe • mäßige Phytoplanktonentwicklung bei großer Artenvielfalt mit Maximum im Frühjahr • mittlere Sichttiefen • häufig metalimnisches O₂-Minimum, im Hypolimnion kann Sauerstoffmangel auftreten
Eutroph	• Produktion hoch aufgrund guter Verfügbarkeit der Nährstoffe • hohe Phytoplanktonentwicklung • deswegen Sichttiefe gering • Algenblüten möglich • oberste Wasserschicht durch Assimilationstätigkeit der Algen zeitweise mit Sauerstoff übersättigt • gegen Ende des Sommers regelmäßig starker Sauerstoffmangel im Tiefenwasser
Polytroph (hoch-polytroph kommt unter naturnahen Bedingungen wahrscheinlich nicht vor)	• Produktion sehr hoch aufgrund sehr hoher Nährstoffkonzentrationen, Produktion daher zeitweilig nicht nährstoff-(P)-limitiert • mehrfach im Jahr auftretende Algenmassenentwicklungen, im Sommer dominieren oft Blaualgen • Sichttiefe daher oft sehr gering (zeitweilig unter 1 m) • übermäßig hohe Sauerstoffzehrung, Sauerstoffschwund und nachfolgend Schwefelwasserstoff-Bildung im Hypolimnion spätestens ab Mitte des Sommers
Hypertroph (kommt unter naturnahen Bedingungen nicht vor)	• Nährstoffverfügbarkeit ganzjährig sehr hoch, Planktonproduktion nicht nährstoff-(P)-limitiert • ganzjährig andauernde, die Gewässerfarbe bestimmende Algenmassenentwicklungen • Sichttiefe daher stets sehr gering (nur ausnahmsweise über 1 m) • in geschichteten Seen starkes Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser zu allen Jahreszeiten, bereits wenige Wochen nach Beginn der sommerlichen Schichtung ist der Sauerstoff im Hypolimnion vollständig aufgezehrt

Eutrophierung

Werden z. B. durch den Abtrag von Düngemitteln aus landwirtschaftlichen Nutzflächen oder den Zufluss von Abwässern verstärkt Pflanzennährstoffe (Nitrate, Phosphate) in die Gewässer eingetragen, kommt es zu Eutrophierungserscheinungen. Stickstoff- und Phosphorverbindungen wirken auf Algen und höhere Wasserpflanzen als Dünger. Die direkten Folgen der Eutrophierung in Fließgewässern sind die Verkrautung durch Massenwuchs einiger Blütenpflanzen, von Fadenalgen oder anderen Algen, die sich auf den Substraten von Sohle und Ufer entwickeln.

In Seen, Talsperren und gestauten Flüssen äußert sich die Eutrophierung durch Massenentwicklungen von im Wasser schwebenden Mikro-

algen (Phytoplankton). Sie trüben und färben das Wasser. In thermisch geschichteten Seen und Talsperren führt die Sauerstoffzehrung im dunklen Tiefenwasser zu Anreicherung von Schwefelwasserstoff, Kohlendioxid, Eisen und Mangan sowie Methan- und Faulschlamm-bildung im Sediment. Natürlich ist damit auch eine Veränderung der Biozönosen verbunden.

Der Trophiezustand von Fließgewässern wurde im Zuge der Gewässerüberwachung bisher nicht gesondert ermittelt. Die pflanzliche Produktion spielt jedoch auch in den Fließgewässern eine große Rolle. Sie wird in großen Flüssen (Rhein, Ruhr) durch vom Phytoplankton verursachte Grün- oder Braunfärbung des Wassers sichtbar. In Gewässern mit geringerer Wassertiefe können Algen auf dem Substrat dicke Überzüge bilden oder es kommt zur

Verkrautung durch Makrophyten. Massenentwicklung von Fadenalgen, vor allem der Gattung *Cladophora* und dichte Makrophytenbestände führen zu einer Reduzierung der Strömung, wodurch typischen Fließgewässerarten der Lebensraum genommen wird. Massenhaftes Pflanzenwachstum behindert besonders in Flachlandgewässern den Abfluss (Krautstau). Auch die Veralgung der Substratoberfläche führt zu einer Verdrängung von Arten, die auf kiesig-steiniges Substrat angewiesen sind. In den neuen Gütekarten werden stark eutrophierte Fließgewässerstrecken durch die Kennung „alg“ ausgewiesen.

Die Erweiterung des Klassifizierungssystems für Trophie auf die planktondominierten Fließgewässer erfolgt, durch Bewertung des im Flussplankton enthaltenen Chlorophylls als Indikator. Sie wird seit 1995 in der Gütekarte NRW angegeben.

Der Ausbau von Kläranlagen mit den der Nährstoffeliminierung dienenden Reinigungsstufen für Phosphor und Stickstoff, der Verzicht auf phosphathaltige Waschmittel sowie verbessertes Bewirtschaftungsmanagement in der Landwirtschaft haben bereits eine Verringerung der Nährstoffbelastung bewirkt.

2.3 Versauerung

Zu Beginn der achtziger Jahre wurde vor allem in den skandinavischen Ländern und in Nordamerika die Gewässerversauerung zum Problem. Auch in Deutschland sind schwach gepufferte Bäche und Seen in Gebieten, deren geologischer Untergrund aus basenarmen Silikatgesteinen (z. B. Graniten, Gneisen) oder silikatischen Sanden bestehen, als versauerungsgefährdet einzustufen.

In Nordrhein-Westfalen sind in erster Linie Bäche des Sauerlandes und der Senne betroffen (vgl. Kap. 5). Die Versauerungsgefährdung dieser Gebiete ist zum einen auf das kalkarme Ausgangsgestein und zum anderen auf den Schadstoffeintrag aus der Luft zurückzuführen. Außerdem tragen ausgedehnten Fichtenbestände durch die Humifizierung der Fichtenstreu und die erhöhte Schwefeldeposition durch den Auskämmeffekt der Nadelbäume zur Versauerung der Bäche bei (SCHIMMER & FRIEDRICH 1990). Der Schadstoffeintrag aus der Luft hat zur Folge, dass vor allem naturnahe, besonders schützenswerte Bergbäche betroffen sind.

Die Versauerung der Gewässer hat tiefgreifende Veränderungen der aquatischen Lebensgemeinschaften zur Folge. Durch die Versauerung werden die Refugien zahlreicher Arten vernichtet, die durch die vielfältigen anthropogenen Einflüsse ohnehin bereits stark bedroht sind. Besonders auffällig und wirtschaftlich bedeutsam ist der Verlust von Fischpopulationen. Weniger offensichtlich ist die Schädigung der Algen, Makrophyten und benthischen Makroinvertebraten. Neben den negativen Auswirkungen der Säurebelastung auf die Organismen wirken auch die bei extrem niedrigen pH-Werten aus dem anstehenden Gestein freigesetzten Metallionen wie z. B. Aluminium, Blei, Mangan, Nickel und Zink schädigend.

Die Gewässerversauerung lässt sich anhand spezifischer Gewässerorganismen (Indikatorarten) nachweisen und in ihrer Intensität klassifizieren. Die Erfassung des Säurestatus erfolgt heute mit Hilfe von wirbellosen, säureempfindlichen Indikatororganismen. BRAUKMANN (1994) hat ein vierstufiges System entwickelt, dass auf dem Vorhandensein bzw. Fehlen bestimmter Makrozoen basiert (Abb. 3).

Die als Bioindikatoren verwandten Makroinvertebraten lassen sich entsprechend der Einteilungen unterschiedlich saurer Gewässer hinsichtlich ihrer Säureempfindlichkeit in vier Klassen unterteilen (BRAUKMANN 1999):

Klassen der Säureempfindlichkeit der Indikatorarten:

1. säureempfindlich: nur in permanent nicht sauren Gewässern vorkommend
2. mäßig säureempfindlich: auch in leicht sauren Gewässern vorhanden
3. säuretolerant: vertragen stärkere periodische Säureschübe
4. säureresistent: auch in permanent sauren Gewässern noch lebensfähig, oft wegen fehlender Konkurrenten häufiger als in weniger sauren Bächen

Durch die einmalige Untersuchung des Makrozoobenthos kann allerdings nicht festgestellt werden, ob das Gewässer in jüngster Zeit versauert ist. Dazu ist der Vergleich mit Untersuchungsergebnissen aus vergangener Zeit erforderlich. Zur Zeit stattfindende Versauerung muss durch Wiederholungsuntersuchungen nachgewiesen werden.

Indikatorarten

säureempfindlich

Ancylus fluviatilis
Baetis niger
Ephemera danica
Ephemera ignita
Habroleptoides confusa

mäßig säureempfindlich

Baetis spec.
Epeorus sylvicola
Gammarus fossarum
Habrophlebia lauta
Hydropsyche instabilis
Rhythrogena semicolorata
Rhyacophila tristis
Taeniopteryx hubaulti

säuretolerant

Amphinemura spec.
Apatania spec.
Elmis aenea
Isoperla spec.
Limnius perrisi
Odontocerum albicorne
Sericostoma spec.
Silo pallipes

säureresistent

Leuctra nigra
Nemoura spec.
Nemurella picteti
Plectrocnemia conspersa
Polycelis felina
Protonemura spec.
Rhyacophila obliterata

Säurezustandsklassen:

1. permanent nicht saure Gewässer:

Der pH-Wert liegt gewöhnlich deutlich über 6,5, meistens bei etwa 7,0, die pH-Minima unterschreiten in der Regel den Wert von 6,0 nicht.

2. episodisch schwach saure Gewässer

Die pH-Werte sind ähnlich wie bei Typ 1, aber seltene pH-Erniedrigungen unter 6,0 sind möglich, die jedoch in der Regel 5,5 nicht unterschreiten

3. periodisch saure Gewässer:

(kritischer Säurezustand, deutliche ökologische Schäden)

Der pH-Wert liegt normalerweise unter 6,5, pH-Minima sinken bei Säureschüben öfter unter 5,5. Bei niedrigem (Basis-) Abfluss können die Werte längere Zeit, z. B. während sommerlich-herbstlicher Niedrigwasserperioden, im neutralen Bereich liegen.

4. permanent saure Gewässer:

(starke ökologische Schäden)

Der pH-Wert liegt in der Regel ganzjährig im sauren Bereich meist unter 5,5, pH-Minima fallen während der Schneeschmelze oder nach Starkregen unter 5,0, oft sogar unter 4,3.

2 Spezifische
Gewässer-
belastungen

Abb. 3: Typische Indikatoren der Säurezustandsklassen nach Braukmann (1994)
 (aus: Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 1996; verändert)

Neben dem Makrozoobenthos eignen sich auch Kieselalgen (Diatomeen) zur Bestimmung des Säuregrades. Kieselalgen kommen ganzjährig, individuen- und artenreich in nahezu allen limnischen Lebensräumen vor. Bereits HUSTEDT (1939, zit. in CORING 1999) erkannte die Abhängigkeit der Kieselalgen vom Säuregrad ihrer Wuchsorte und gliederte sie in fünf Klassen. Die Weiterentwicklung des Hustedtschen pH-Klassifizierungssystems erlaubt heute durch die Gesellschaftstypenanalyse

den Säurezustand schwach gepufferter Fließgewässer zu ermitteln (CORING 1999). Die Klassifizierung erfolgt in Anlehnung an die von BRAUKMANN definierten Säurezustandsklassen in vier Typen versauerter Fließgewässer. Lediglich der Typ 1 wird durch die Einführung des Subtypes der nicht akut versauerungsgefährdeten Gewässer ergänzt.

2.4 Salzbelastung

Die Salzgehalte der Fließgewässer werden sowohl durch natürlich vorhandene Salze (geogene Herkunft) als auch durch anthropogene Quellen (industrielle und bergbaubedingte Salzableitungen, Salzverbrauch in Haushalt und Gewerbe, Streusalz im Winter) bestimmt. Größere Mengen im Wasser gelöster Salze können für verschiedene Nutzungen nachteilige Wirkungen haben – vor allem Chloride und Sulfate sind dabei von Bedeutung. Aquatische Lebensgemeinschaften sind entsprechend dem Salzgehalt des Gewässers aus physiologisch unterschiedlich salztoleranten Organismen zusammengesetzt.

Die gut wasserlöslichen Chloride sind in fast allen Binnengewässern enthalten und in geringen Konzentrationen für die aquatische Biozönose unbedenklich. Konzentrationen ab 400 mg/l lassen erhebliche Störungen, z. B. einen deutlichen Rückgang an salzempfindlichen Arten erwarten. Besonders nachteilig wirken sich kurzfristige, größere Schwankungen des Salzgehalts aus, die schädlich auf die osmotische Regulation der Lebewesen einwirken.

Die Chloridkonzentration im Rhein hat für die Trinkwassergewinnung und die Bewässerung von Nutzpflanzen große Bedeutung. Das durch Ableitungen aus den elsässischen Kaliminen bereits vorbelastete Rheinwasser wird in Nordrhein-Westfalen insbesondere über die Sümpfungswässer des Kohlebergbaus zusätzlich aufgesalzen. Mit dem Sümpfungswasser werden große Mengen an Chlorid abgeleitet, ohne dass es bis heute eine volkswirtschaftlich vertretbare, umweltschonende Maßnahme zu dessen Entfernung gibt. Bei der Kalisalzgewinnung hingegen fallen die Salze in fester Form an und werden dann in Wasser gelöst in den Rhein geleitet.

Vor allem für unsere niederländischen Nachbarn ist die Einhaltung des Leitwertes von 200 mg/l (EG-Richtlinie für die Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern) wichtig, da die Niederländer in hohem Maße auf die Nutzung des Rheinwassers für die Trinkwassergewinnung und für die Bewässerung in der Landwirtschaft und für Unterglaskulturen angewiesen sind.

Im Verteilungsnetz der öffentlichen Wasserversorgung kann Chlorid zudem korrosiv wirken, wobei

u. U. schon Konzentrationen von > 100 mg/l wirksam sein können.

Sulfate sind in Gewässern natürlicherweise in geringen Konzentrationen vorhanden. Gewässer aus Salzgebieten können oft mehrere 100 mg/l, Grubenwässer bis zu 3.000 mg/l Sulfat enthalten. Sulfate können durch ihre beton-korrosiven Eigenschaften vor allem an Wasserbauwerken Schäden bewirken (LUA 97).

Nach einer Vorgabe des LAWA-Arbeitskreises „Qualitative Hydrologie der Fließgewässer (QHF)“ wird auch die Salzbelastung der Fließgewässer klassifiziert. Dabei gelten folgende Einstufungen:

- Als Zielvorgabe (gering belastet, Güteklasse II) werden Chloridkonzentrationen zwischen 50 – 100 mg/l für Fließgewässer festgelegt.
- Bei Chloridkonzentrationen von 200 – 400 mg/l sind bereits Änderungen der Besiedlung festzustellen. Empfindlichere Arten des Makrozoobenthos fehlen bereits. Fische sind in der Regel noch nicht betroffen und höherwertige wasserwirtschaftliche Nutzungen sind nur geringfügig beeinträchtigt.
- Unter dem Einfluss von Chloridkonzentrationen um 400 – 1000 mg/l (erhöhte bis hohe Salzbelastung) kann sich nur noch eine Biozönose entwickeln, die hinsichtlich der Artenzusammensetzung und Artenzahl merklich reduziert ist.
- Bei Chloridgehalten um 1.000 – 2.500 mg/l (hoher Versalzungsgrad) bestehen die aquatischen Lebensgemeinschaften in erster Linie aus salztoleranten Arten mit der Tendenz zu Massenentwicklungen. Die Funktionen im Nahrungsnetz werden nur unvollständig erfüllt. Die Fischfauna beschränkt sich auf adulte Individuen besonders toleranter Arten. Eine natürliche Reproduktion vieler Pflanzen- und Tierarten, insbesondere der Fische, ist nicht mehr gewährleistet und die Erkrankungsrate bei den noch vorkommenden Fischarten ist deutlich erhöht. Sämtliche höherwertigen Nutzungen, auch für landwirtschaftliche Zwecke, sind weitestgehend eingeschränkt.
- Gewässerbelastungen mit Chloridkonzentrationen über 3.500 mg/l bieten nur noch Brackwasserarten geeignete Lebensbedingungen. Die Zönosen bestehen in der Regel nur noch aus sehr wenigen Arten.

In den Konzentrationsbereichen von 100 bis max. 2.500 mg/l Chlorid können sich stabile Süßwasser- bzw. gemischte Süßwasser-/Brackwasserbiozöosen nur dann ausbilden, wenn bestimmte Randbedingungen eingehalten sind:

- Die Konzentrationsschwankungen dürfen nur gering sein;
- es darf im Gewässerverlauf keine Ausfällung von Eisenocker bzw. Bariumsulfat stattfinden;
- es dürfen keine fischtoxischen Stoffe wie Ammonium und Nitrit in erhöhten Konzentrationen vorhanden sein;
- das Wasser muss hohe Sauerstoffgehalte aufweisen und darf nicht übermäßig warm sein und
- das Gewässerbett muss gut strukturiert sein.

2.5 Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel

Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) belasten viele Bäche und Flüsse Nordrhein-Westfalens. PBSM gelangen überwiegend durch landwirtschaftliche und nicht-landwirtschaftliche Anwendung in die Gewässer, während die produktionsbedingten Einträge auf Rhein und Wupper beschränkt sind (LUA 1999).

Die Gewässerorganismen von den Algen bis zu den Fischen können durch diese hochgiftigen Substanzen geschädigt werden. Insbesondere Insektizide wirken bereits bei extrem niedrigen Konzentrationen hochgiftig. Insekten und deren Larven, Krebstiere und Fische reagieren auf diese Chemikalien äußerst empfindlich.

Für den Menschen stellen die PBSM in den Gewässern ebenfalls eine Gefahr dar. Die Belastung von Grund- und Oberflächenwasser mit PBSM bereitet der Trinkwassergewinnung - in Nordrhein-Westfalen werden 70 % des Trinkwassers aus Oberflächenwasser gewonnen - zum Teil erhebliche Probleme. Die in Deutschland geltenden strengen Bedingungen für die Trinkwassergewinnung sehen aus gesundheitlichen Vorsorgeaspekten für jeden einzelnen Wirkstoff einen Grenzwert von 0,1 µg/l Trinkwasser vor. Die Einhaltung der Grenzwerte ist oft nur durch den Einsatz aufwendiger Technologien in der Trinkwasseraufbereitung möglich.

Neben dem in der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwert hat die Länderarbeitsgemein-

schaft Wasser (LAWA) für ausgewählte gefährliche Stoffe (u. a. einige PBSM) Zielvorgaben eingeführt (LAWA 1997). Zielvorgaben sind festgelegte Konzentrationsangaben, bei deren Einhaltung oder Unterschreitung aus heutiger Sicht keine Gefährdung der jeweils betrachteten Schutzgüter (u. a. Trinkwasser, Aquatische Lebensgemeinschaften) zu befürchten ist. Bei den fachlich begründeten Zielvorgaben handelt es sich um Orientierungswerte, deren Konzentrationsangaben nicht überschritten werden sollten. Zielvorgaben sind keine rechtlich verbindlichen Grenzwerte, bei deren Überschreitung zwingend Maßnahmen zu ihrer Einhaltung durchzuführen sind.

Zur fachlichen Ableitung der Zielvorgaben für das Schutzgut Aquatische Lebensgemeinschaften werden Ergebnisse aus anerkannten Testverfahren mit Bakterien, Algen, Krebsen und Fischen als Vertreter der vier maßgeblichen Trophiestufen herangezogen. Sie stehen stellvertretend für die übrigen Organismen der einzelnen Trophieebenen.

2.6 Strukturgüte

Über die stoffliche Belastung der Gewässer hinaus wurde inzwischen erkannt, dass die Gewässerstruktur eine erhebliche Rolle für die „Bewohnbarkeit“ der Flüsse und Bäche durch Organismen spielt. Wasserbau und Gewässerunterhaltung haben im Laufe von Jahrhunderten dazu beigetragen, Ackerland und Siedlungsflächen zu gewinnen, wobei erhebliche ökologische Schäden an den Gewässern und ihrem Umland entstanden sind. Nach dem Zweiten Weltkrieg hat diese Entwicklung im Zuge der Technisierung und Industrialisierung der Landwirtschaft und der Besiedlung von Überschwemmungsflächen rasant zugenommen. Der jahrzehntelange rein technische Gewässerausbau hat Bäche und Flüsse zu Vorflutern verkommen lassen. Auch als bereits erhebliche Anstrengungen zur Wasserreinhaltung betrieben wurden, erfolgte durch die Kanalisierung der Gewässer weiterhin deren strukturelle Schädigung.

Viele Bäche wurden in monotone, schnurgerade Gewässerläufe im Trapez- oder Kastenprofil – oft gemauert oder betoniert – ohne Ufergehölze verwandelt. Sie haben ihren ökologischen Wert, aber auch ihren landschaftlichen Reiz verloren. Die Biozönose verarmt und in den unbeschatteten,

gleichförmig strukturierten und meist nährstoffbelasteten Gewässern können nur noch Allerweltsarten existieren.

Inzwischen hat das Interesse an Renaturierungen deutlich zugenommen und man bemüht sich vielerorts unter Berücksichtigung der Probleme der Landwirtschaft und des Hochwasserschutzes um strukturelle Verbesserungen.

Mit der Strukturgüte wird das Gewässer als Lebensraum und als Grundlage für die Entwicklung des Ökosystems bewertet (vgl. Kap. 7). Grundlage der Bewertung ist der natürliche bzw. im höchstmöglichen Maße naturnahe Zustand, der durch das „Leitbild“ beschrieben wird. Die LAWA definiert das Leitbild als den Zustand eines Gewässers anhand des heutigen Naturpotenzials des Gewässerökosystems auf der Grundlage des Kenntnisstandes über dessen natürliche Funktionen. Das Leitbild schließt insofern nur irreversible anthropogene Einflüsse auf das Gewässerökosystem ein und beschreibt kein konkretes Sanierungsziel, sondern dient in erster Linie als Grundlage für die Bewertung des Gewässerökosystems (Gewässergüteklasse I). Es kann lediglich als das aus rein fachlicher Sicht maximal mögliche Sanierungsziel verstanden werden, wenn es keine sozioökonomischen Beschränkungen gäbe. Kosten-Nutzen Betrachtungen fließen daher in die Ableitung des Leitbildes nicht ein.

Entsprechend den prinzipiellen strukturellen Unterschieden zwischen den von Natur aus sehr variablen Fließgewässern wurde für die Bewertung eine grobe Gewässerklassifikation nach dem Taltyp eingeführt. Es werden unterschieden:

Mittelgebirgsgewässer:	Flachlandgewässer:
– Kerb- und Klammtalgewässer	– Löß-/Lehmgewässer
– Sohlenkerbtalgewässer	– Sandgewässer
– Auen- und Muldentalgewässer	– Kiesgewässer
	– Organische Gewässer
	– Niedrigungsgewässer

Darüber hinaus werden in den Bereichen Sohle, Ufer und Umland Kenngrößen erhoben, die zur Bewertung der Strukturgüte herangezogen werden. Im Bereich der Sohle wird die Laufentwicklung, das Längsprofil und die Sohlenstruktur betrachtet. Im Uferbereich wird das Querprofil und die Uferstruktur bewertet und im Bereich des Umlandes das Gewässerumfeld.

Bewertet wird die Gewässerstruktur anhand der Intensität der Abweichung vom Leitbild. Die gewählte Klassifikation in 7 Stufen (Tab. 2) ist nicht natürlich vorgegeben und man kann die Degradationsgrade in unterschiedlich gegliederte Klassifikationen bringen. Die hier gewählte bewertende Abstufung ist eine Konvention. Sie versucht einerseits mit vertretbarem Aufwand eine hinreichende Abstufung der unterschiedlichen Degradationsstadien darzustellen und andererseits keine größere Genauigkeit vorzutäuschen als mit der gewählten Methode erreichbar ist.

Tab. 2: Strukturgüteklassen der LAWA (Stand 1998)

Struktur-güteklasse	Grad der Beeinträchtigung	farbige Kartendarstellung
1	naturnah	dunkelblau
2	bedingt naturnah	hellblau
3	mäßig beeinträchtigt	grün
4	deutlich beeinträchtigt	hellgrün
5	merklich geschädigt	gelb
6	stark geschädigt	orange
7	übermäßig geschädigt	rot

Literatur:

BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, INST. F. WASSERFORSCHUNG (1986): Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei und Flußbiologie, Bd. 40.

BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, INST. F. WASSERFORSCHUNG (1996): Flüsse und Seen in Bayern - Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1995. Wasserwirtschaft in Bayern, H. 29.

BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, INST. F. WASSERFORSCHUNG (1998): Integrierte ökologische Gewässerbewertung - Inhalte und Möglichkeiten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei und Flußbiologie, Bd. 51.

BRAUKMANN, U. (1994): Biologische Indikation und Kartierung des Säurezustandes kleiner Fließgewässer in Baden-Württemberg. Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Jahrestagung 1993, S. 70-76, Krefeld.

BRAUKMANN, U. (1999): Indikation mit Hilfe des Makrozoobenthos. In: v. TÜMPLING, W. & G. FRIEDRICH (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer Verlag, Jena.

CORING, E. (1999): Indikation mit Hilfe von Diatomeen. In: v. TÜMPLING, W. & G. FRIEDRICH (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer Verlag, Jena.

DIN 38410 T.2 (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung: Bestimmung des Saprobienindex (M2). In: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Weinheim.

FRIEDRICH, G. (1986): Stand der Gütebewertung und nutzungsbezogene Qualitätsanforderungen an Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland. In: Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderungen. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei und Flußbiologie, Bd. 40.

- FRIEDRICH, G. (1991): Eine Revision des Saprobiensystems. Z. Wasser-, Abwasserforsch. 23, S.141-152.
- FRIEDRICH, G. (1998): Die Gewässerstrukturgütekarte - ein Beitrag zum ganzheitlichen Gewässerschutz. In: ZUMBROICH, T.; A. MÜLLER & G. FRIEDRICH (1998): Strukturgüte von Fließgewässern - Grundlagen und Kartierung. Springer Verlag.
- FRIEDRICH, G. & J. LACOMBE (Hrsg.) (1998): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie Aktuell, Bd. 3, 462 S. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- KOLKWITZ, R. & M. MARSSON (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. kgl. Prüfanstalt Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Berlin-Dahlem 1, S. 33-72.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1976): Die Gewässergütekarten der Bundesrepublik Deutschland, Mainz.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Bd. I, Berlin.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1996): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland - Biologische Gewässergütekarte 1995, Berlin.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Gewässerbewertung - stehender Gewässer, Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien, Berlin.
- LIEBMANN, H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, Bd. 1. Gustav Fischer Verlag, 2. Auflage, 588 S.
- LUA (1997): Gewässergütebericht 1996 - Auswertung des Trendmessprogramms 1990-1995. Essen: Eigenverlag Landesumweltamt NRW, 92 S..
- LWA (Landesamt für Wasser und Abfall NRW) (1991): Allgemeine Güteanforderung für Fließgewässer (AGA). LWA-Merkblätter Nr. 7, Düsseldorf.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1982): Eutrophication of Waters - Monitoring, assessment and control. Paris. 154 S.
- SCHIMMER, H. & G. FRIEDRICH (1990): Die Auswirkungen der Gewässerversauerung auf das Makrozoobenthos ausgewählter Mittelgebirgsbäche im Sauer und Siegerland. Lauterbornia H. 5; 49-66.



3 Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen

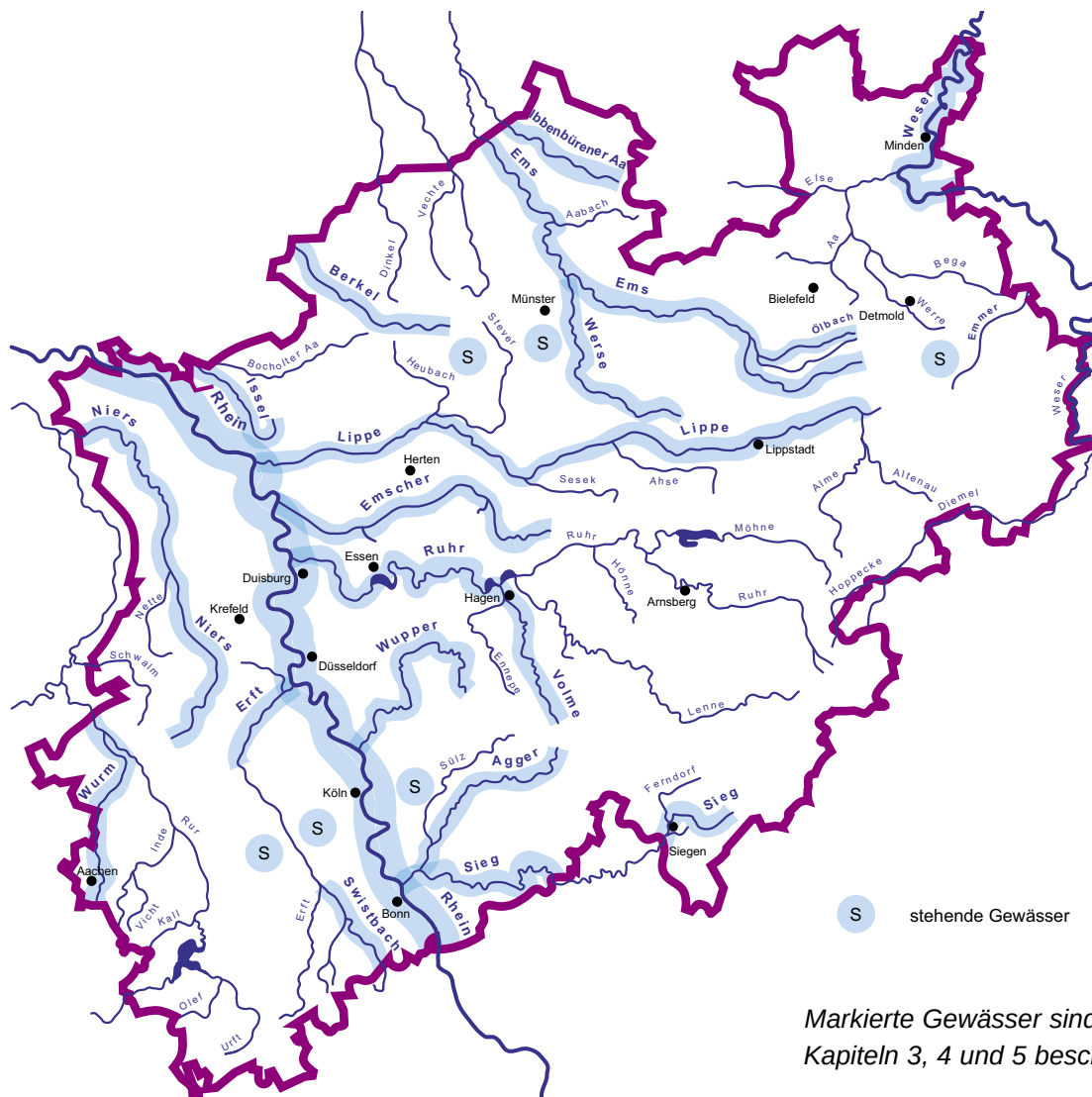
3 Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen

Prof. Dr. Günther Friedrich (LUA)

In den nachstehenden Aufsätzen des Kapitels wird zunächst in Kapitel 3.1 über Aktivitäten der staatlichen Dienststellen der Wasserwirtschaft berichtet. Dabei werden als erstes die ortsfesten Überwachungsstationen an den für die Trinkwassergewinnung besonders wichtigen Flüssen dargestellt. Sie sind zum Teil mit automatisch arbeitenden biologischen Testapparaturen ausgerüstet, um kurzfristig Veränderungen der Wasserbeschaffenheit messen und entsprechende Maßnahmen ergreifen zu können. Diese biologischen Monitore sind auch erst in der Berichtszeit überhaupt entwickelt worden. Sie ersetzen nicht die chemische Untersuchung sondern ergänzen sie. Sie bilden zusammen mit der chemischen Analytik eine sachliche Einheit, man könnte sagen Chemie und Biologie gehören im Gewässerschutz zusammen wie die beiden Seiten einer Münze. Die biologische Indikation von Schad-

stoffbelastungen mit automatisch arbeitenden Bio-monitoren in den automatischen Messstationen hat neben ihrer fachlichen vor allem auch eine „Schutzmann-Funktion“, denn die *Rund - um - die Uhr* Überwachung der Wasserbeschaffenheit der Rheins und seiner für die Trinkwasserversorgung besonders wichtigen Zuflüsse setzt die Wasserwirtschaftsverwaltung in die Lage, rasch auf ungewöhnliche Belastungen zu reagieren, so dass die Verursacher plötzlicher, erhöhter Schadstoffbelastung erkannt und verfolgt werden können.

Ein besonderer Absatz ist der Wiedereinbürgerung des Lachses gewidmet. Der Rheinsalm, wie der Lachs im Volksmund genannt wird, ist ein Symbol des modernen Gewässerschutzes. Die Aktivitäten zur Wiedereinbürgerung sind ein Beispiel erfolgreicher Zusammenarbeit verschiedener Disziplinen



und Institutionen im Lande, denn der Gewässerschutz im engeren Sinne kann nur die Lebensbedingungen für anspruchsvolle Arten schaffen. In der Regel müssen die Wasserorganismen ihren Weg allein finden, aber beim Lachs kann man, erfolgreich, nachhelfen. Damit liegt Nordrhein-Westfalen auch voll im Trend der verstärkten, auf das Ökosystem gerichteten Gewässerschutzpolitik der Europäischen Union, über die im Kapitel 8.5 berichtet wird.

In den Kapiteln 3.2 bis 3.6 werden Fließgewässer der großen Einzugsgebiete Rhein, Ems, Weser, Maas und der Flüsse zum IJsselmeer dargestellt.

Bei der Auswahl der Themen war zu beachten, dass routinemäßig alle fünf Jahre der biologische Zustand aller großen und der wasserwirtschaftlich wichtigen kleinen Fließgewässer des Landes Nordrhein-Westfalen in Text und Karte dargestellt wird. Diese Karten mit Bericht bewerten die Fließgewässer und die Westdeutschen Kanäle anhand ihrer Belastung mit biologisch leicht abbaubarer Belastung, ihrer Saprobie.

Der nächste Bericht wird zur Zeit zusammen mit der Gütekarte, Stand 1999/2000 vorbereitet. Doppelungen sollten vermieden werden und in dem hier vorliegenden Sonderbericht war daher Gelegenheit gegeben, näher auf solche Flüsse und Bäche einzugehen, die in dem Routinebericht zu kurz abgehandelt werden müssen, obwohl ihre besonderen Probleme und die erzielten Verbesserungen im Laufe der vergangenen drei Jahrzehnte nicht nur

vor Ort von allgemeinem Interesse sind und sowohl das breite Feld der biologischen Untersuchungen als auch das Ergebnis ihres Zusammenspiels mit den anderen Aktivitäten im Gewässerschutz darzustellen.

Daraus ergibt sich auch, dass von einer Reihe der bedeutenden Flüsse wie Ruhr, Erft, Rur und Weser nur Abschnitte oder besondere Probleme beschrieben werden.

Für den Rhein wird zunächst die generelle Entwicklung der biologischen Beschaffenheit des Rheinstroms selbst über die 30 Jahre beschrieben. Darüber hinaus werden auch die besonderen Probleme seiner Altgewässer dargestellt. Hauptstrom und Aue mit Altarmen, Altwässern und zeitweise wasserführenden Hochflutrinnen gehören zusammen zur landschaftlichen „Stromlandschaft“. Deshalb ist ihre Sicherung und ggf. Renaturierung sowohl eine Aufgabe der Wasserwirtschaft als auch des Naturschutzes, die selbstverständlich auch eine Einheit zum Schutze der Gewässer sein müssen.

Auch an mehreren anderen Beispielen wird die enge Verzahnung der biologischen Untersuchungsergebnisse mit der Erfüllung der allgemeinen Aufgaben in der Wasserwirtschaft verdeutlicht. Um den Rahmen des Berichtes nicht zu sprengen wurde jedoch auf eine umfassende Darstellung der Massnahmen und Programme zur ökologischen Entwicklung und zur Renaturierung der Fließgewässer verzichtet. Dazu werden an anderer Stelle besondere Berichte erstellt.

3.1 Aktivitäten in Nordrhein-Westfalen

3.1.1 25 Jahre Gewässergüteüberwachungsstationen in Nordrhein-Westfalen

– Europas dichtestes Messstationennetz –

Jaqueline Lowis (LUA) & Klaus Selent (StUA Hagen)

Einleitung

Die Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen wird gemeinsam vom Landesumweltamt NRW (LUA NRW) und den Staatlichen Umweltämtern (StUÄ) betrieben und lässt sich in zwei grundsätzlich unterschiedliche Messstrategien unterteilen:

Zum einen wird ein Langzeit-Messprogramm im Rahmen des **Gewässergüteüberwachungssystems** (GÜS) durchgeführt, dass der Sicherung der Gewässer als Ökosystem und der Gewährleistung der vielfältigen Nutzungen dient.

Zum anderen wird infolge des Sandoz Schadensfalles – bei dem 1986 nach einem Brand bei der Firma Sandoz große Mengen Löschwasser, welches mit Pflanzenschutzmitteln beaufschlagt war, in den Rhein gelangten – seit 1987 die zeitnahe Gewässerüberwachung im Rahmen **intensivierten Gewässerüberwachungsorganisation** (INGO) eingesetzt, die der Aufdeckung und Verfolgung kurzzeitiger Stossbelastungen nach Unfällen, Havarien oder Betriebsstörungen in Kläranlagen oder industriellen Betrieben und der frühzeitigen Information der Trinkwasserwerke dient. Ferner unterstützt das Messstellennetz die Verursacherermittlung innerhalb Nordrhein-Westfalens.

Für beide Messstrategien setzen das LUA und die StUÄ seit über 25 Jahren stationäre und mobile Messstationen ein. Abb. 1 lässt erkennen, dass sich die meisten der ortsfesten Messstationen an Rhein, Ruhr und Weser befinden. Mit den Messwerten aus den Stationen ist eine frühzeitige Information der Wasserwerke gegeben, die diese Gewässer für die Trinkwassergewinnung nutzen.

Mit zunehmender Messnetzdicke ist eine effizientere Eingrenzung der Verursacher von Gewässerunreinigungen möglich. Die intensivierte Gewässerüberwachung umfasst zur Zeit ein Netz von 23 stationären Messstationen unterschiedlicher Ausstattung, wobei 15 dieser Stationen vom LUA und 8 Stationen von den StUÄ betrieben werden.

Neben den ortsfesten Überwachungsstationen werden von den Staatlichen Umweltämtern seit

1973 auch mobile Stationen problemorientiert für einen definierten Zeitraum eingesetzt. Über derart mobile Stationen verfügen die StUÄ Hagen und Lippstadt.

Stationsausstattung

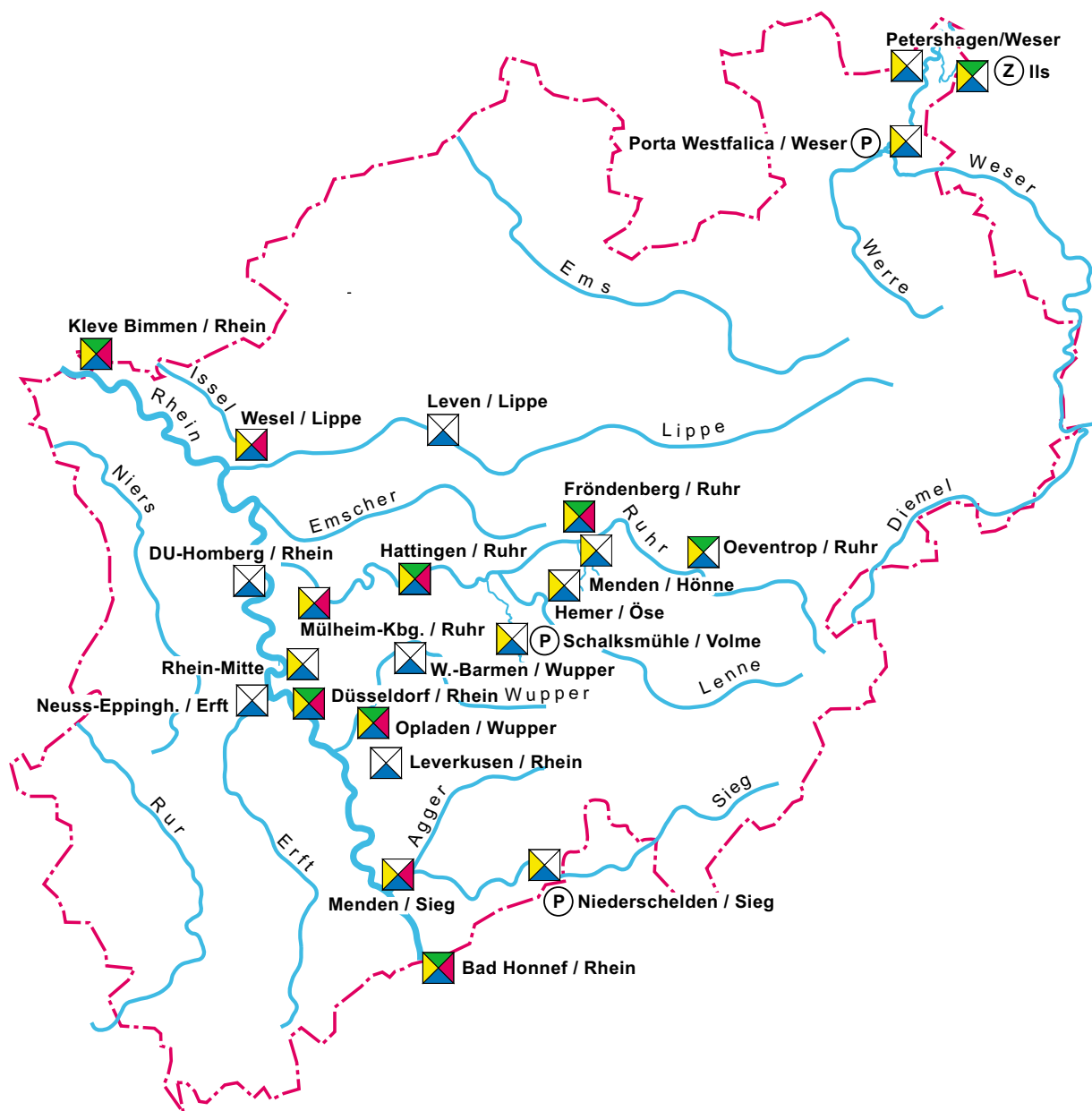
Die maximale technische Ausstattung einer Messstation, deren einzelne Komponenten nachfolgend beschrieben werden, ist in Abb. 2 dargestellt.

- ein kontinuierlich betriebenes **Probenahmegerät** zur Bereitstellung von Rückstellproben
- eine **Integralmessstation** zur kontinuierlichen Bestimmung von z. B. pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur, Trübung, Sauerstoffgehalt, SAK und Redoxspannung,
- **Anreicherungsapparaturen** für z. B. mittel- bis schwerflüchtige organische Mikroverunreinigungen mittels Adsorberharzen oder Schwebstoffe mittels Schwebstoffzentrifuge,
- **biologische Wirkungstests**, wie z. B. der Dynamische Daphnientest, der Dreissena-Monitor (Muscheltest) oder der Algentest.
- **Prozessanalysengeräte** zur Bestimmung von z. B. Ammonium, Chrom VI oder TOC
- **Datentransferprozessoren** für die tägliche Datenfernübertragung zur Alarmzentrale im LUA und/oder in die zuständigen StUÄ.

Wegen der geforderten Zeitnähe zwischen Probenahme und Analysenergebnis werden spezielle Messverfahren angewendet:

Bei dem **Integralmessverfahren** wird ein Teilstrom des Gewässers kontinuierlich auf die Messgrößen untersucht, die mit Elektroden zu messen sind. Dies sind vor allem pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur, Trübung und Leitfähigkeit. Weitere spezifische Messsonden können bei Bedarf angeschlossen werden.

Die organischen Mikroverunreinigungen werden mittels **Screening** bestimmt. Als Screening bezeichnet



23 Überwachungsstationen	
Überwachung rund um die Uhr	
	Probenahmestation: Automatische, kontinuierliche Entnahme von Wasserproben (Rückstellproben) zur Analyse im Alarmfall
	Integralmessstation: Kontinuierliche Aufzeichnung von Temperatur, elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoff-Gehalt, SAK, Trübung und Redoxspannung sowie Übertragung der Daten zur Alarmzentrale
	Wirkungsteststation: Kontinuierliche Ermittlung der toxischen Wirkung von Schadstoffen auf Daphnien, Muscheln, Leuchtbakterien und Algen in Testapparaturen
	Screeningstation: Tägliche Untersuchungen auf organische Schadstoffe nach spezifischen Übersichtsverfahren; außerdem Prozessanalysegeräte (z.B. Ammonium, Chrom VI, TOC, Chlorid) (P), Schwebstoffzentrifugen (Z)

Abb. 1: Messstellennetz der intensivierten Gewässerüberwachung

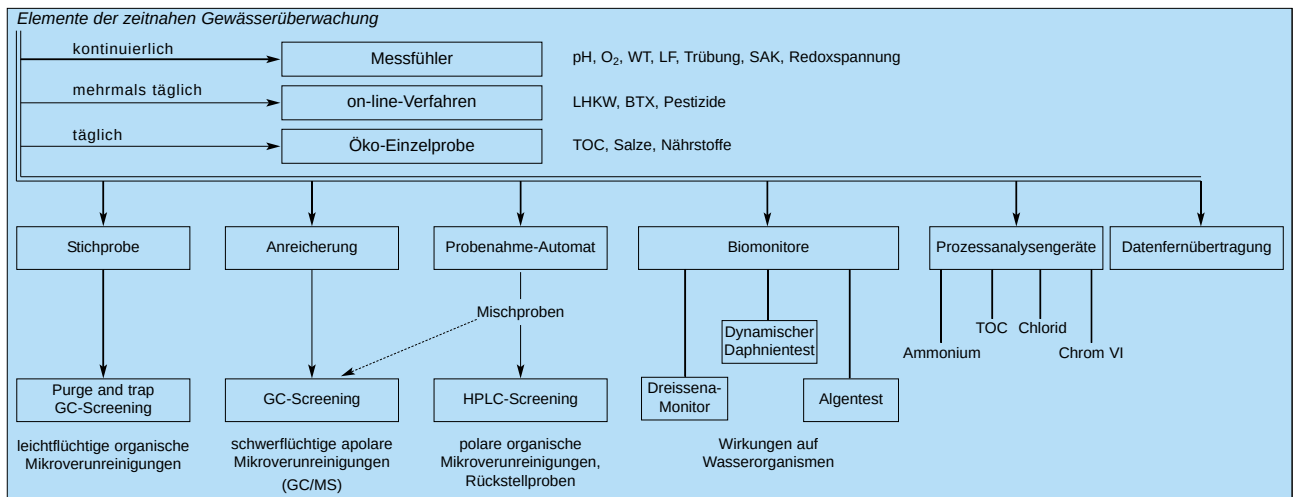


Abb. 2: Elemente der intensivierten Gewässerüberwachung

net man Übersichtsanalysen anhand derer das Abweichen vom „Normalzustand“ leicht erkennbar wird. Dabei werden Wasserproben z. B. mittels gaschromatographischer oder flüssigkeitschromatographischer Methoden auf organische Schadstoffe untersucht. Die erhaltenen Rohdaten werden ohne aufwendige Qualitätssicherung auf Auffälligkeiten geprüft. Die Abweichung gegenüber dem Normalzustand wird bei den organischen Schadstoffen durch einen Vergleich chromatographisch gewonnener Spektren ermittelt, die für die jeweiligen Fließgewässer charakteristische „Fingerabdrücke“ darstellen. Beim Vorliegen ungewöhnlicher Befunde werden die Substanzen mit Hilfe der Massenspektrometrie (MS) identifiziert und quantifiziert.

Neben den Untersuchungen der Wasserphase gewinnt die separate Charakterisierung und die Bestimmung der Inhaltsstoffe von Schwebstoffen, Sedimenten und Biota wachsende Bedeutung. Die Untersuchung des Schwebstoffgehaltes und der spezifischen Beladung von Schwebstoffen sind wesentlicher Bestandteil von Gewässeruntersuchungen, da aufgrund der hohen Adsorptionsfähigkeit viele Schadstoffe in den feinen Partikeln angelagert und angereichert werden. Zur **Schwebstoffgewinnung** werden in einigen Messstationen insbesondere Durchfluss-Zentrifugen, die bis zu 1000 Liter Wasser pro Stunde im Durchfluss zentrifugieren können, eingesetzt.

Biomonitore werden in den Messstationen an Teilstromen des Gewässers betrieben; die eingesetzten Organismen zeigen integrale Wirkungen von Stossbelastungen an. Sie ergänzen somit die chemischen Analysen um die Wirkungsinformation.

Im Dynamischen Daphnientest wird das Bewegungsverhalten von Wasserflöhen kontinuierlich registriert. Bei Abweichungen vom regulären Schwimmverhalten wird Alarm ausgelöst. Im Dreissena-Monitor wird das Schalenöffnungs-Verhalten von Muscheln kontinuierlich registriert, während der Algentest als Störung der Photosynthese die Veränderung der Chlorophyll-Fluoreszenz anzeigt. Auch bei den Biomonitoring erfolgt eine Datenfernübertragung.

Der Einsatz von **Prozessanalysengeräten** in der Gewässerüberwachung dient in erster Linie der Überwachung und Dokumentation von relevanten Wasserinhaltsstoffen, um z. B. auf nicht funktionierende Abwasserbehandlungsanlagen und/oder unerlaubte Einleitungen zurückschließen zu können. Besonders in den Fällen, in denen ein bestimmter Schadstoff durch eine chemisch-physikalische Methode zu analysieren ist, bietet sich eine kontinuierliche on-line-Überwachung an. Seit einigen Jahren werden Prozessanalysengeräte in der Gewässerüberwachung problemorientiert eingesetzt. Bewährt haben sich insbesondere (quasi-) kontinuierlich arbeitende Geräte für Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffverbindungen. Üblicherweise benötigen die Prozessanalysengeräte eine entsprechende Probenvorbehandlung, wie z. B. eine Membranfiltration oder eine Filtration über Papierbandfilter, um einen sicheren Betrieb bei akzeptablem Wartungsaufwand zu gewährleisten.

Die **Datenerfassung** aller in den Messstationen gemessenen Kenngrößen erfolgt sowohl auf Schreibstreifen als auch auf Datenloggern. Neben den Messwerten werden z. B. auch Betriebszustände, Laufzeiten von Pumpen, Gerätestörungen regi-

striert. Die **Datenfernübertragung** in die Alarmzentrale des Landesumweltamtes in Düsseldorf und/oder die zuständigen Staatlichen Umweltämter erfolgt routinemäßig z. B. jede Nacht. Bei einer festgestellten Überschreitung eines Grenzwertes werden die Alarmwerte sofort an das zuständige Amt übermittelt. Nach Verifizierung der Alarmwerte werden gegebenenfalls die entsprechenden Meldungen weiter- und Sofortuntersuchungen vor Ort eingeleitet.

Die anfallenden Kosten für derartige Messstation hängen zum einen von den örtlichen Gegebenheiten und zum anderen von der geforderten Geräteausrüstung ab. Eine Messstation mit einer wie oben beschriebenen Ausstattung kostet zwischen 300.000 und 500.000 DM. Die reinen Gerätekosten liegen bei ca. 200.000 DM. Der einzuplanende Betriebs- und Wartungsaufwand für eine derartige Station liegt bei etwa einem Tag wöchentlich.

Treten im Rahmen der intensivierten Gewässerüberwachung Auffälligkeiten auf, so werden diese analytisch abgesichert. Beim Überschreiten von Warngrenzen führen sie zu einer Alarmauslösung im Rahmen nationaler und internationaler Alarmdienste wie zum Beispiel der Meldekette der Wasserwerke an der Ruhr oder dem Internationalen Warn- und Alarmdienst Rhein.

Generell lässt sich beobachten, dass die Anzahl der Schadensfälle, die über den internationalen Warn- und Alarmdienst Rhein weitergeleitet wurden, im Laufe der Jahre rückläufig ist (Abb. 3).

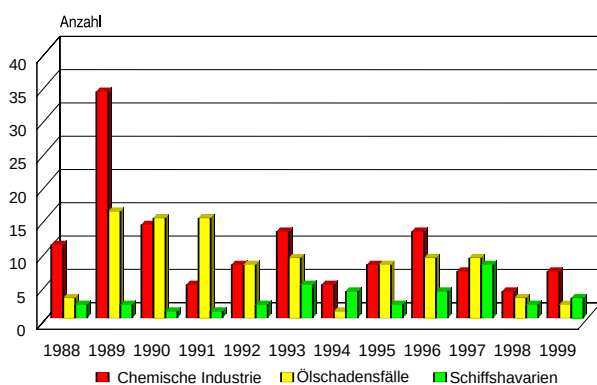


Abb. 3: Schadensfälle am Rhein

Erfahrungen

Im Folgenden werden exemplarisch einige wichtige Aufgaben und Einsatzmöglichkeiten der Messstationen im LUA und in den StUÄ aufgelistet:

- Aufdeckung und Verfolgung von kurzzeitigen Schadstoffwellen. Häufig werden Verunreinigungen, deren Ursache innerhalb Nordrhein-Westfalens liegt, mit Hilfe des Messstellennetzes aufgedeckt. Am Rhein werden pro Jahr bis zu 5 Meldungen über erhöhte Schadstoffkonzentrationen über den Warn- und Alarmdienst Rhein weitergegeben, die durch Messstationen festgestellt wurden. Dies kann bis zu 25 % aller Schadensfälle pro Jahr am Rhein ausmachen. Darüber hinaus tritt ein abschreckender „Starenkasteneffekt“ auf, der dazu geführt hat, dass die Anzahl der unerlaubten Einleitungen in den letzten Jahren stark rückläufig ist.
- Im Falle eines Suchauftrages werden die Ergebnisse der Messstationen im Rahmen der Verursacherermittlung herangezogen.
- Durchführung von kombinierten Emissions-/Immissionsuntersuchungen
- Kontinuierliche Beobachtung von Eutrophierungserscheinungen
- Überwachung von Stauabsenkungen (Schlammabtrieb)
- Ermittlung von Tagesganglinien z. B. von Sauerstoff, Temperatur oder pH-Wert
- Überwachung von Fällungsversuchen zur Verminderung der P-Fracht

Im Folgenden soll anhand von drei ausgewählten Beispielen der erfolgreiche Einsatz der Messstationen exemplarisch aufgezeigt werden:

Benzol/Styrol im Rhein bei Kleve-Bimmen

Im April 1999 wurden in einer Stichprobe aus dem Rhein bei Büderich (km 812, links) 50 µg/l Benzol und 5 µg/l Styrol bestimmt. In der Messstation Kleve-Bimmen wurde korrespondierend eine Benzol/Styrol-Schadstoffwelle mit maximalen Konzentrationen von 25 µg/l Benzol und 2,5 µg/l Styrol beobachtet. Die Messstationen Düsseldorf-Flehe und Duisburg zeigten korrespondierend keinen Befund. Im Rahmen der Verursacherermittlung zeigte sich, dass es sich um eine linksseitige Einleitung im Bereich zwischen Rhein-km 780 und 812 handelte. Zeitlich korrespondierende Abwasserproben der in Frage kommenden Einleiter waren ohne Befund. Bei der sich anschließend auf Schiffe konzentrierenden Ermittlung konnte ein Schiff ermittelt

werden, das nach Anlieferung von Benzol auf der Fahrt vom Wesel-Datteln-Kanal kommend linksseitig den Rhein bergauf fuhr und am kommenden Tag mit absolut trockenen Tanks eine Werft im Bereich Duisburg zwecks Schweißarbeiten anfuhr. Aufgrund weiterer Ermittlungen und der Tatsache, dass das Schiff in jüngster Vergangenheit auch Styrol geladen hatte, ist mit großer Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass dieses Schiff durch Auspumpen und/oder Auswaschen der Ladungsreste als Verursacher der Gewässerunreinigung anzusehen ist.

Dioxine in der Ils

Die Ils liegt im Dienstbezirk des StUA Minden und ist der alleinige Vorfluter aller Oberflächengewässer und des oberflächennahen Grundwassers aus dem Bereich der ehemaligen Sonderabfalldeponie Mönchshagen (Niedersachsen). Die Ils fließt nach Überschreiten der Landesgrenze in NRW in die Gehele, die anschließend ein Wasserschutzgebiet durchquert und dann in die Weser mündet. Das Überwachungsprogramm hat die Aufgabe, den qualitativen und quantitativen Ist-Zustand des Grundwassers und des Wassers der Ils sicher zu erfassen, um die weitere Ausbreitung der Schadstoffe in Richtung Ils vor, während und nach den Sanierungsmaßnahmen dokumentieren zu können.

Die systematische Überwachung von Grund- und Oberflächenwasser hat auch die Funktion, den Erfolg durchgeführter Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen an der Altlast zu erkennen oder aber auch frühzeitig die Notwendigkeit weitergehender Sanierungsmaßnahmen festzustellen.

Die in der Vergangenheit mit dem Oberflächenwasser aus der ehemaligen Deponie in die Ils verfrachteten dioxinbelasteten Schwebstoffe sind weiterhin dahingehend zu untersuchen, ob die durchgeführten Sicherungsmaßnahmen an der Deponie zur wirksamen Unterbrechung des Transportweges geführt haben.

In der Messstation an der Ils werden folgende Messgrößen bestimmt:

pH-Wert, Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, Trübung, Abfluss, TOC (aus SAK), Dreissena-Monitor und Schwebstoffanteil, weiterhin ist für 2000 eine Anreicherungsanlage für organische Spurenverunreinigungen geplant. Die mög-

licherweise von der Altlast emittierten Dioxine sind überwiegend partikulär gebunden. Daher kommen der Trübungsmessung und der Schwebstoffmessung besondere Bedeutung zu.

Die Belastung der Ils durch die ehemalige niedersächsische Sonderabfalldeponie Mönchshagen kann seit Errichtung der Messstation kontinuierlich rund um die Uhr auf die o. g. Parameter überwacht werden. Sanierungserfolge bzw. die Notwendigkeit weiterer Sanierungsmaßnahmen können zeitnah erkannt und in die Wege geleitet werden.

Ammoniumgehalte in der Sieg

Das Staatliche Umweltamt Hagen betreibt an der Sieg in Niederschelden an der Landesgrenze zu Rheinland-Pfalz seit 1991 eine Gewässergüteüberwachungsstation. Diese Trendmessstelle dient insbesondere der Erfolgskontrolle der im Bewirtschaftungsplan „Obere Sieg“ festgelegten Güteziele (vgl. Kap. 3.2.2.1).

In dem Beitrag des StUA Siegen wird die in den letzten Jahren durch Kläranlagenbau und -sanierung festzustellende Verbesserung der Gewässergüte erläutert. Die dort dargestellten Ergebnisse der Trenduntersuchungen (13 Stichproben pro Jahr) zeigen, dass die Belastung der Sieg durch Ammonium-Stickstoff kontinuierlich abgenommen hat und seit 1994 die Allgemeine Güteanforderung von 1 mg/l NH₄-N quasi erreicht worden ist.

Ein differenzierteres Bild zeigen die Ergebnisse der kontinuierlichen NH₄-N-Messungen mit einem Ammonium-Prozessphotometer, welches seit Ende 1994 in der Messstation Niederschelden betrieben wird. In Abbildung 4 sind die NH₄-N-Gehalte in der Sieg von 1995 bis 1998 dargestellt werden.

Dabei ist folgendes festzustellen:

- Die Belastung der Sieg mit NH₄-N hat in den vergangenen Jahren stetig abgenommen.
- Die NH₄-N-Gehalte steigen im Winterhalbjahr immer wieder an, was erwartungsgemäß auf die dann unvollständige Nitrifikation in den Kläranlagen und im Gewässer zurückzuführen ist.
- In den Jahren 1995 bis 1997 sind bei den kontinuierlichen NH₄-N-Messungen wesentlich höhere NH₄-N-Gehalte als in den 13 Stich-

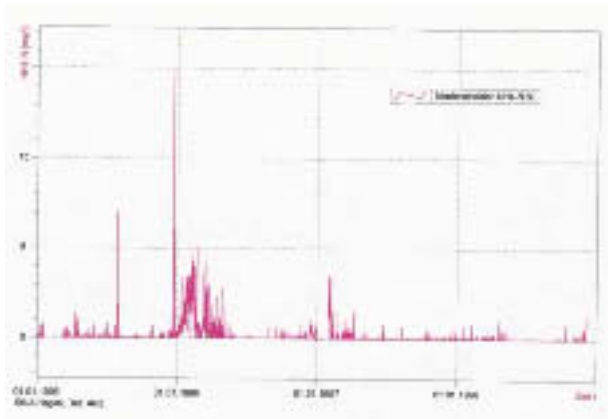


Abb. 4: Ammoniumgehalte der Sieg in Niederschelden

proben im Rahmen der Trenduntersuchungen festgestellt worden.

- Am 21.12.1995 wurde eine maximale Konzentration von 15 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ in der Sieg festgestellt. Dieser Alarmwert wurde umgehend an die zuständigen Behörden weitergeleitet. Daraufhin wurden sowohl weitere Probenahmen aus dem Fließgewässer sowie bei allen Kläranlagen und bekannten Industriebetrieben durchgeführt als auch Betriebsüberprüfungen vorgenommen. Trotz umfangreicher Recherchen konnte jedoch der Verursacher letztendlich nicht ermittelt werden. Es blieb jedoch der Verdacht, dass diese Gewässerverunreinigung durch eine „innerbetriebliche Reinigungsaktion“ kurz vor Weihnachten 1995 verursacht worden war.

Ausblick

Das Konzept zur zeitnahen Gewässerüberwachung und Schadensfallbearbeitung im Rahmen nationaler und internationaler Alarmpläne hat sich grundsätzlich bewährt. Die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten von kontinuierlichen Überwachungsstationen im LUA und in den StUÄ sind allgemein anerkannt. Die fachliche Zuständigkeit des LUA für die INGO-Stationen am gesamten nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt inklusive seiner wichtigsten Nebenflüsse stellt ein organisatorisch einheitliches Überwachungssystem sicher.

Das Messstationen-Netz an Rhein und Ruhr kann für den Bereich der relevanten punktuellen Einleitungen aus der Großindustrie und den kommunalen Kläranlagen als derzeit ausreichend angesehen werden und führt auch bei nicht vom Verursacher gemeldeten Schadstoffwellen zu guten Ermittlungsergebnissen bezüglich der in Frage kommenden Einleiter.

Die Ausstattung der vorhandenen Messstationen und die Überwachungsstrategie müssen flexibel den veränderten Erkenntnissen und Anforderungen an die Gewässerqualität angepasst werden. Aus diesem Grund werden die Messstationen seit 1996 verstärkt um gewässerspezifische Messeinrichtungen ergänzt. Die Messstationen sind je nach Fragestellung qualitativ mit Geräten aufzurüsten. Im Sinne des effizienten Betriebes der Messstationen arbeiten das LUA und die StUÄ eng zusammen.

3.1.2 Einsatz von kontinuierlichen Biotestverfahren zur Gewässerüberwachung

Dr. Brigitte von Danwitz (LUA)

Zur zeitnahen Überwachung von Fließgewässern werden neben den gängigen physikalisch-chemischen Messverfahren auch biologische Messmethoden, sogenannte „kontinuierliche Biotestverfahren“ eingesetzt. Sie zeigen in Ergänzung zu chemischen Analysen, mit denen z. B. außergewöhnliche Konzentrationserhöhungen von Einzelstoffen nachgewiesen werden können, direkt Wirkungen von Stoffen und Stoffgemischen an. Da diese Informationen mit anderen Methoden nicht zu erreichen sind, stellen sie eine notwendige Ergänzung zu physikalisch-chemischen Analyseverfahren bei der Gewässerüberwachung dar (LAWA 1996).

Die Reaktionen von Organismen in Testgeräten, die in einer Messstation kontinuierlich einem Teilstrom des Gewässers ausgesetzt sind, können direkt zur Bewertung von Stoßbelastungen herangezogen werden oder eine intensivierte Analytik zur Ursachenermittlung auslösen. Gravierende Schädigungen der Testorganismen werden stets als Hinweis auf eine mögliche Schädigung der Gewässerbiozönose gesehen. Sie können Veranlassung sein, weitergehende biologische Untersuchungen durchzuführen, um Auswirkungen auf die Gewässerorganismen festzustellen. So wurden z. B. an verschiedenen Stellen im nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt künstliche Substrate ausgebracht, die im Alarmfall unabhängig vom Wasserstand unverzüglich auf ihre Besiedlung hin überprüft werden können (vgl. Kap. 3.2.1.1). Da die biologische Wirkung eines Stoffes nicht von einer chemischen Analyse abgeleitet werden kann und mit chemisch-analytischen Methoden nicht jederzeit alle Schadstoffe nachgewiesen werden können, sind biologische Testverfahren für Überwachungsnetze unverzichtbar.

Entwicklung

In den 70er Jahren wurden von Biologen des nordrhein-westfälischen Landesamtes für Wasser und Abfall (LWA) die ersten kontinuierlichen Biotestverfahren entwickelt. Veranlassung waren verschiedene Schadensfälle, verbunden mit Fischsterben größeren Ausmaßes am Niederrhein. In Zusammenarbeit zwischen dem LWA und der Landes-

stelle für Gewässerkunde Baden-Württemberg entstand 1971 eine Testapparatur, aus der später der Kerren-Strömungsfischtest hervorging (JUNKE & BESCH, 1971). Als Testkriterium dient die Fähigkeit der eingesetzten Goldorfen, sich einer in periodischen Abständen von 10 Minuten erzeugten Strömung entgegen zu stellen und dabei ihre Schwimmposition zu behalten. Unter der Einwirkung von Schadstoffen verlieren die Fische diese Fähigkeit und werden abgedriftet, was vom Testgerät automatisch registriert und im Wiederholungsfall als Alarmmeldung herausgegeben wird. Das Testsystem wurde im Laufe der Jahre modifiziert und optimiert. Ab 1972 wurden Strömungsfischtests in den Wasserkontrollstationen Kleve-Bimmen und Bad-Honnef am Rhein eingesetzt. In Ergänzung zum Strömungsfischtest entwickelte KNIE (1978) ein Testsystem mit Wasserflöhen, den Dynamischen Daphnientest (Abb. 1). In diesem Testsystem wird das Schwimmverhalten von Daphnien (Kleinkrebsen) über optische Sensoren beobachtet.



Abb 1: Dynamischer Daphnientest

Schadstoffe im Wasser rufen bei den Daphnien ein verändertes Schwimmverhalten hervor. Weichen diese Veränderungen signifikant vom Normalverhalten ab, wird durch das Testsystem Alarm ausgelöst. Seit 1982 werden Dynamische Daphnientests neben den Strömungsfischtests in den Wasserkontrollstationen eingesetzt. Als im November 1986 mit Pestiziden verunreinigtes Löschwasser beim Sandoz-Brand in den Oberrhein gelangte, konnte mit dem Dynamischen Daphnientest in der Wasserkontrollstation Bad-Honnef der Eintritt der Schadstoffwelle nach NRW verfolgt werden. Nicht zuletzt deshalb wurden die beiden kontinuierlichen Biotestverfahren neben physikalisch-chemischen Messmethoden feste Bestandteile der Intensivierten Gewässerüberwachungsorganisation (INGO) in NRW (Abb. 1, Kap. 3.1.1).

Die breite Schadstoffpalette, mit der bei Gewässerunreinigungen gerechnet werden muss, machte eine Weiterentwicklung der Biotests erforderlich. Das LWA nahm deshalb von 1989 bis 1992 an einem von der Deutschen Kommission zur Reinhaltung des Rheins (DKRR) initiierten Verbundvorhaben teil, in dem insgesamt 22 kontinuierliche Testverfahren entweder weiter- oder neuentwickelt wurden (WIR 1995). Für alle trophischen Ebenen wurden abschließend Geräte für den Einsatz im Rhein empfohlen. Von der Entwicklung eines Geräteprototypen bis zu seiner Einsatzfähigkeit als kontinuierliches Messgerät in einer unbemannten Messstation ist jedoch ein langer Weg. Von den

neuartigen Testverfahren wurde deshalb zunächst nur der Dreissena-Monitor (BORCHERDING 1992) vom LWA in die Biotestpalette in den Messstationen mit aufgenommen. Das Testprinzip des Dreissena-Monitors beruht auf der Registrierung der Schalenbewegungen der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*). Sinkt der prozentuale Anteil offener Muscheln (Vermeidung eines Kontaktes zum Außenmedium und einer möglichen späteren Schädigung des Organismus) oder steigt die Häufigkeit der Schalenbewegungen sprunghaft an, so deutet dies auf einen Schadstoffeinfluss hin.

Beispiel für einen Alarm: Heizöl in Düsseldorf 1997

Am 16.01.97 kollidierten bei Düsseldorf-Reisholz (Rhein-km 723) zwei Motortankschiffe miteinander. Aus einem der Schiffe trat in der Folge leichtes Heizöl aus; der Geruch war in weiten Teilen Düsseldorfs deutlich wahrzunehmen. In Rückstellproben konnten entsprechende Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen analysiert werden. Als die Welle ölhaltigen Wassers kurze Zeit später die Wasserkontrollstation Rhein-Mitte (Düsseldorf-Rathausufer, km 744) passierte, lösten die dort installierten Biotestverfahren Alarm aus.

Im Dynamischen Daphnientest war innerhalb kurzer Zeit eine deutliche Verminderung der Schwimmaktivität der Wasserflöhe zu verzeichnen (Abb. 2).

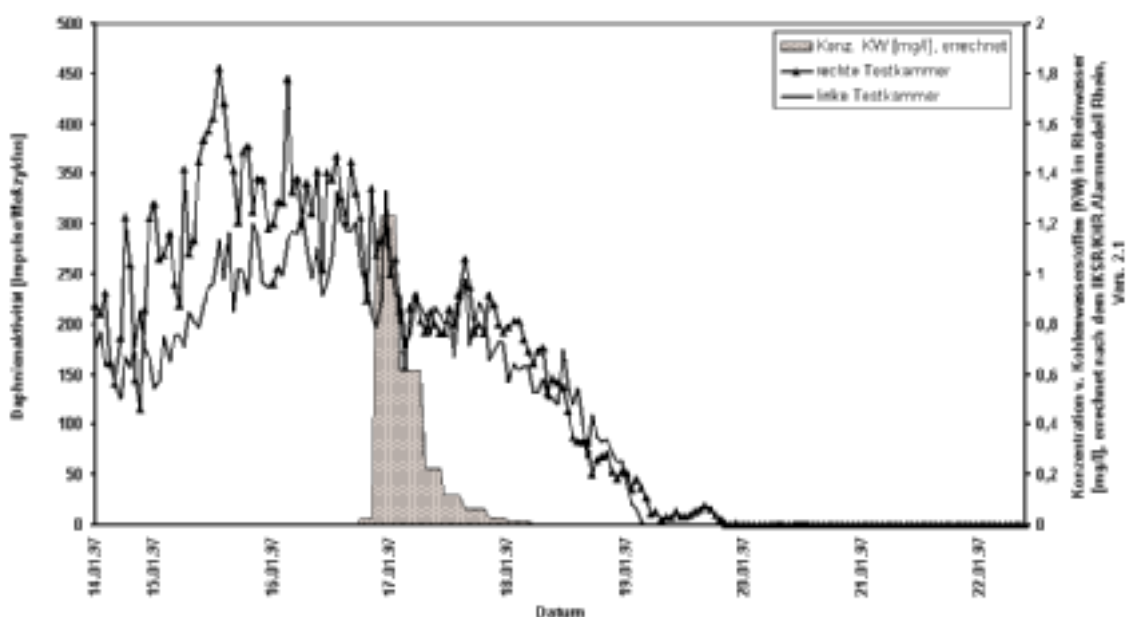


Abb 2: Reaktion von Wasserflöhen im Dynamischen Daphnientest auf die Einleitung von Heizöl (19.1.1997)

Im Dreissena-Monitor sank der Anteil offener Muscheln unter der Einwirkung des mit Heizöl belasteten Rheinwassers von über 80 % auf unter 35 % ab (Abb. 3). Nachdem die Schadstoffwelle durchgelaufen war, öffneten die Muscheln ihre Schalen wieder, wobei das Ausgangsniveau erst nach einigen Tagen erreicht wurde. Dies ist vermutlich auf Rückstände des ölhaltigen Wassers in den Zuleitungen zu den Testsystemen zurückzuführen. Akute Schädigungen der Biozönose treten jedoch vielfach ohne direkt wahrnehmbare Nebeneffekte – wie Geruch bei Ölfällen – auf, dann sind wir allein auf die Bioteste angewiesen.

Aktueller Stand

Kontinuierliche Biotestsverfahren haben sich als Element der zeitnahen Gewässerüberwachung in NRW bewährt. In den 70er und 80er Jahren wurden von den Strömungsfischtests und Dynamischen Daphnientests häufig Alarme angezeigt. Heutzutage erscheint der Strömungsfischtest jedoch aufgrund der verbesserten Rheinqualität und der sinkenden Belastung durch Schadstoffstöße als für die Rheinüberwachung zu unempfindlich. Da in den letzten Jahren kein Alarm im Strömungsfischtest mehr registriert wurde, wurden die Geräte Ende 1999 abgeschaltet.

Da der Dynamische Daphnientest das am weitesten verbreitete kontinuierliche Biotestverfahren am Rhein ist, wurden 1999 von den Überwachungs-

behörden am Rhein Anstrengungen zur Vereinheitlichung der Aus- und Bewertung der Messdaten sowie die zur Einbindung des Testverfahrens in nationale Alarmpläne unternommen.

Ausblick

Insgesamt hat sich die Beobachtung des Schwimmverhaltens der Wasserflöhe als geeignetes Überwachungskriterium herausgestellt. Teilweise traten im Dynamischen Daphnientest jedoch Probleme aufgrund der unzureichenden Methode der Messwertaufnahme auf. Als Fortschritt in der Messtechnik ist deshalb die Entwicklung von Daphnientests zu werten, die auf der Auswertung von Videobildern beruhen. Diese neuartigen Geräte haben den Vorteil, dass mehrere Verhaltensparameter zugleich erfasst und zur Alarmauslösung herangezogen werden können. Derartige Geräte werden zur Zeit von den jeweiligen Herstellern in Zusammenarbeit mit Überwachungsbehörden an Rhein und Elbe zur Praxisreife gebracht.

Da die verschiedenen Biotestverfahren untereinander nicht ersetzbar sind, ist anzustreben, jeweils eine Testbatterie mit Funktionsträgern unterschiedlicher trophischer Ebenen (Destruenten, Primärproduzenten, Konsumenten) zu implementieren. Der Einsatz von Bakterientests zur Überwachung von Oberflächengewässern ist derzeit jedoch nicht geplant. Die im Verbundforschungsvorhaben getesteten Bakterientests erwiesen sich als zu unemp-

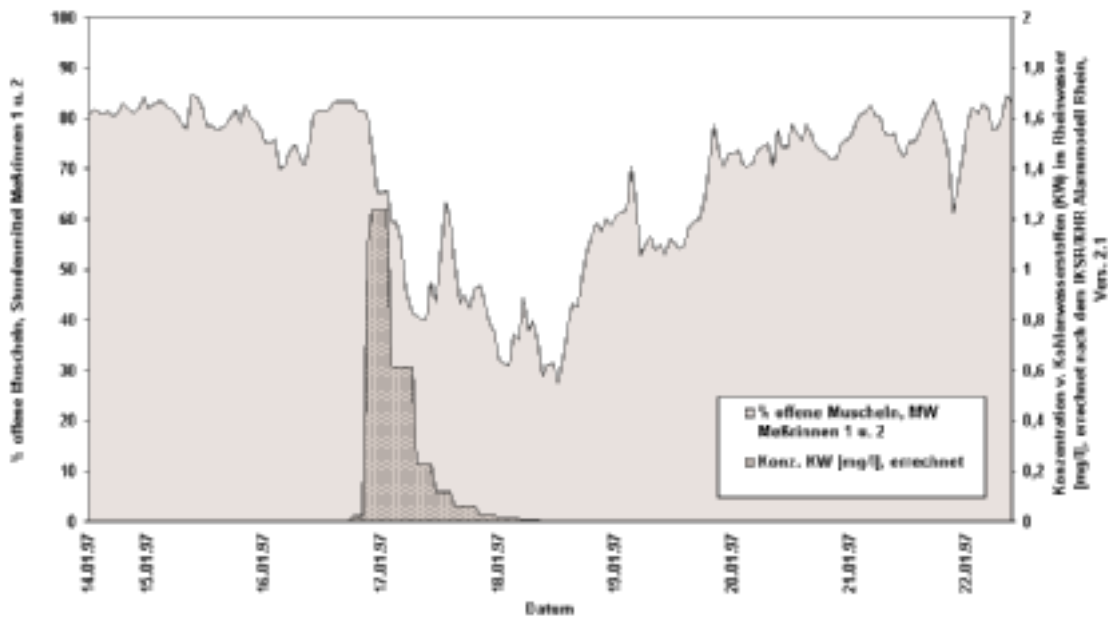


Abb 3: Reaktion von Muscheln im Dreissena-Monitor auf die Einleitung von Heizöl (16.1.1997)

findlich. Ein kontinuierlicher Leuchtbakterientest ist eher für die Überwachung von Abwassereinleitungen von Interesse, bei denen mittels statischer Leuchtbakterientests regelmäßig eine Hemmwirkung angezeigt wird. Ergänzt werden soll die Testpalette in den nordrhein-westfälischen Messstationen mittelfristig durch einen Algentest, bei dem als Messkriterium die Änderung des Fluoreszenzverhaltens infolge einer Schädigung der Photosynthese-Vorgänge dient.

Literatur

- BORCHERDING, J. (1992): Die Schalenbewegungen der Muschel *Dreissena polymorpha* als Monitorsystem zur Gewässerüberwachung. Schr.-Reihe Verein WaBoLu 89, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1992.
- BUND/LÄNDER-PROJEKTGRUPPE „Wirkungstests Rhein“ (WIR) (1995): Kontinuierliche Biotestverfahren zur Überwachung des Rheins. UBA-Berichte 1/95, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 289 S. 1995.
- JUHNKE, I U. W. K. BESCH (1971): Eine neue Testmethode zu Früherkennung akut toxischer Inhaltsstoffe im Wasser. Gewässer und Abwasser, (5), 50/51, S. 107-114.
- KNIE, J. (1978): Der Dynamische Daphnientest - ein automatischer Biomonitor zur Überwachung von Gewässern und Abwässern. Wasser und Boden 12, 310-312.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA)(Hrsg): Empfehlungen zum Einsatz von kontinuierlichen Biotestverfahren für die Gewässerüberwachung. Kulturbuchverlag Berlin, 1996.37 S.

3.1.3 Zebramuscheln im Dienste des Umweltschutzes – Akkumulationsmonitoring von biologisch verfügbaren Schadstoffanteilen in der Weser

Dr. Dieter Busch (StUA Herten)

Die für eine Gewässerbiozönose ökotoxikologisch relevanten Schadstoffbelastungen bestehen aus verschiedenen organischen Verbindungen (z. B. Lösungsmittel, Pestizide, PCBs, organische Schwermetallverbindungen) und anorganischen Stoffen (z. B. Schwermetallsalze). Um eine Wirkung entfalten zu können, müssen die meisten Substanzen zunächst über unterschiedliche Aufnahmepfade in die Organismen gelangen. Die biologische Aufnahmefähigkeit der jeweiligen Schadstoffe ist daher eine wichtige Voraussetzung für ihr ökotoxikologisches Risikopotential.

Wasserlösliche anorganische Verbindungen (z. B. Schwermetalle) werden von den Organismen vorwiegend aus dem Wasser (Kiemenpfad) resorbiert und anschließend in spezifischen Zielorganen (z. B. Leber oder Niere) gespeichert. Organische Verbindungen (z. B. Pestizide, PCBs) sind meist nur in geringem Umfang wasserlöslich, sie werden von Organismen (z. B. Fische) hauptsächlich über den Magen-Darm-Trakt mit der Nahrung aufgenommen und im Fett der Körpergewebe akkumuliert. Eine Resorption von Schadstoffen aus Sedimenten erfolgt durch Körperkontakt oder über die Aufnahme von Sedimentpartikeln in den Magen-Darm-Trakt.

Die im Wasserkörper gelösten oder an feinpartikuläres Seston gebundenen Schadstoffe werden schon bei sehr geringen, teilweise analytisch nicht nachweisbaren Konzentrationen von aquatischen Organismen aufgenommen und in erheblichem Umfang akkumuliert. Die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen hängt dabei von einer Reihe von komplexen chemisch-physikalischen und biologischen Randbedingungen ab. Im aquatischen Milieu unterliegen die Schadstoffe chemisch-physikalischen Veränderungen. Die sich wandelnden chemischen Spezifizierungen beeinflussen die biologische Verfügbarkeit. Diese ist häufig nicht mit den absoluten Konzentrationen in abiotischen Kompartimenten (Wasser, Seston, Sediment) des Ökosystems korreliert (BUSCH et al. 1995a). Gleichzeitig kann es zu synergistischen Toxizitätssteigerungen als Wechselwirkung mit anderen Wasserinhaltsstoffen kommen. So steigen beispielsweise die Giftwirkung und die Bioverfügbarkeit von Schwermetallen mit sinken-

dem Härtegrad und abnehmendem pH-Wert des Wassers rapide an (WACHS 1994). Zwischen der Bioverfügbarkeit von Schwermetallen und der Salinität des Flusswassers gibt es ebenfalls deutliche Zusammenhänge (BUSCH et al. 1998).

Die routinemäßige Gewässerüberwachung erfasst die Konzentrationen von erkannten Schad- oder Problemstoffen im unfiltrierten Wasser. Schwermetalle werden z. B. in Stichproben oder als Mischproben (z. B. Zwei-Wochen-Mischproben) untersucht. Bei der Analyse von Schwermetallen (z. B. Blei, Cadmium, Chrom, Nickel) und lipophilen organischen Verbindungen werden oft Konzentrationen unterhalb der angewandten Bestimmungsgrenzen gefunden. Diese Stoffe liegen im Wasser in sehr niedrigen Konzentrationen vor, sind aber trotzdem biologisch verfügbar und können somit auf Organismen wirken.

Aufgrund der Datenlage sind für viele Schadstoffe in der Wasserphase die real vorliegenden Konzentrationen und Trends in der Belastungsentwicklung nicht bewertbar. Maßstäbe für eine biologische Verfügbarkeit der vorliegenden Belastungen, z. B. für Schwermetalle, sind nicht ableitbar. Seit 1997 werden in NRW an ausgewählten Messstellen Schadstoffkonzentrationen in Gewässerschwebstoffen untersucht. Mit dieser Methode konnte für einige Stoffgruppen das Problem der Bestimmungsgrenzen gelöst werden, da partikulär gebundene Schadstoffe hier in wesentlich höheren Konzentrationen vorliegen.



Abb. 1: Messstation

Das Problem für die Einschätzung des ökotoxikologischen Risikos bleibt bestehen, da die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen häufig nicht direkt mit ihren absoluten Konzentrationen korreliert ist, sondern einer Vielzahl von anderen Faktoren unterliegt. Daher ist es sinnvoll, ergänzend zu den bereits laufenden behördlichen Überwachungsprogrammen, geeignete Methoden für ein biologisches Monitoring von Schadstoffen und deren Bioverfügbarkeit zu entwickeln, um die routinemäßige Gewässerüberwachung zu ergänzen (BUSCH et al. 1992).

Zur Entwicklung geeigneter Methoden für ein Schadstoffakkumulationsmonitoring wurde für die ARGE Weser ein von den Bundesländern Bremen, Niedersachsen, Hessen und Nordrhein Westfalen finanziertes, fünfjähriges Pilotprojekt (BUSCH et al. 1995b, 1996) an der Universität Bremen (Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie) durchgeführt. Hierbei wurden über einen mehrjährigen Zeitraum intensive Untersuchungen der Schadstoffbelastung der Biozönose des Wesersystems vorgenommen. Neben dem Akkumulationsmonitoring wurden regelmäßig die Schadstoffbelastung von Vertretern verschiedener Trophiestufen der Weserbiozönose (sessile Algen, Flohkrebse, natürliche Muschelpopulationen) und Wesersedimente untersucht.

Für das Akkumulationsmonitoring wurde die Süßwassermuschel *Dreissena polymorpha* (Abb. 2 und 3) (Zebra-, Dreikant-, Wandermuschel) eingesetzt. Muscheln haben als filtrierende Organismen durch ihre Ernährungsweise engen Kontakt mit den gelösten und den feinpartikulär gebundenen Schadstoffen der Wasserphase. Die Schadstoffaufnahme erfolgt über Kiemen und Verdauungstrakt.



Abb. 2:
Im Einsatz für
die Umwelt-
überwachung:
*Dreissena
polymorpha*



Abb. 3: Messapparatur mit *Dreissena polymorpha*

Die Anreicherungsfaktoren für Schwermetalle und CKWs aus dem unfiltrierten Flusswasser liegen bei 10^2 - 10^3 (BUSCH et al. 1992). Mit den Muscheln gelingt auch ein Nachweis von Schadstoffen (z. B. Cd, PCBs), die bei der Analytik im Wasser unter der Bestimmungsgrenze liegen. Von *Dreissena* war ihre hohe Toleranz gegenüber Umweltkontaminationen und ihre gute Fähigkeit zur Schadstoffakkumulation aus Vorversuchen bekannt (BUSCH et al 1989).

Für ein aktives Monitoring wurden jeweils ca. 100 Muscheln mit geringer Vorbelastung in den Messstationen der ARGE Weser (Abb. 4) in Durchflussbecken im Weserwasser exponiert und nach zwölfwöchiger Expositionsdauer wieder entnommen. In jeweils 20 Einzelmuscheln wurden die Konzentrationen von Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Zink und Kupfer im Weichkörper analysiert (AAS). Die angereicherten Quecksilber-, Pestizid- und PCB-Konzentrationen wurden jeweils in Mischproben untersucht. Bei der statistischen Auswertung der erhobenen Daten lassen sich regionale und zeitliche Belastungsunterschiede gut auf signifikantem Niveau absichern, da eine relativ hohe Anzahl von Einzeltieren untersucht wurde. Im Zeitraum von 1990 bis 1993 wurden auch an den nordrhein-westfälischen Weserstationen (Porta, oh. Minden) und Petershagen (uh. Minden) zehn Expositionsläufe von jeweils zwölfwöchiger Dauer durchgeführt (Tab. 1).

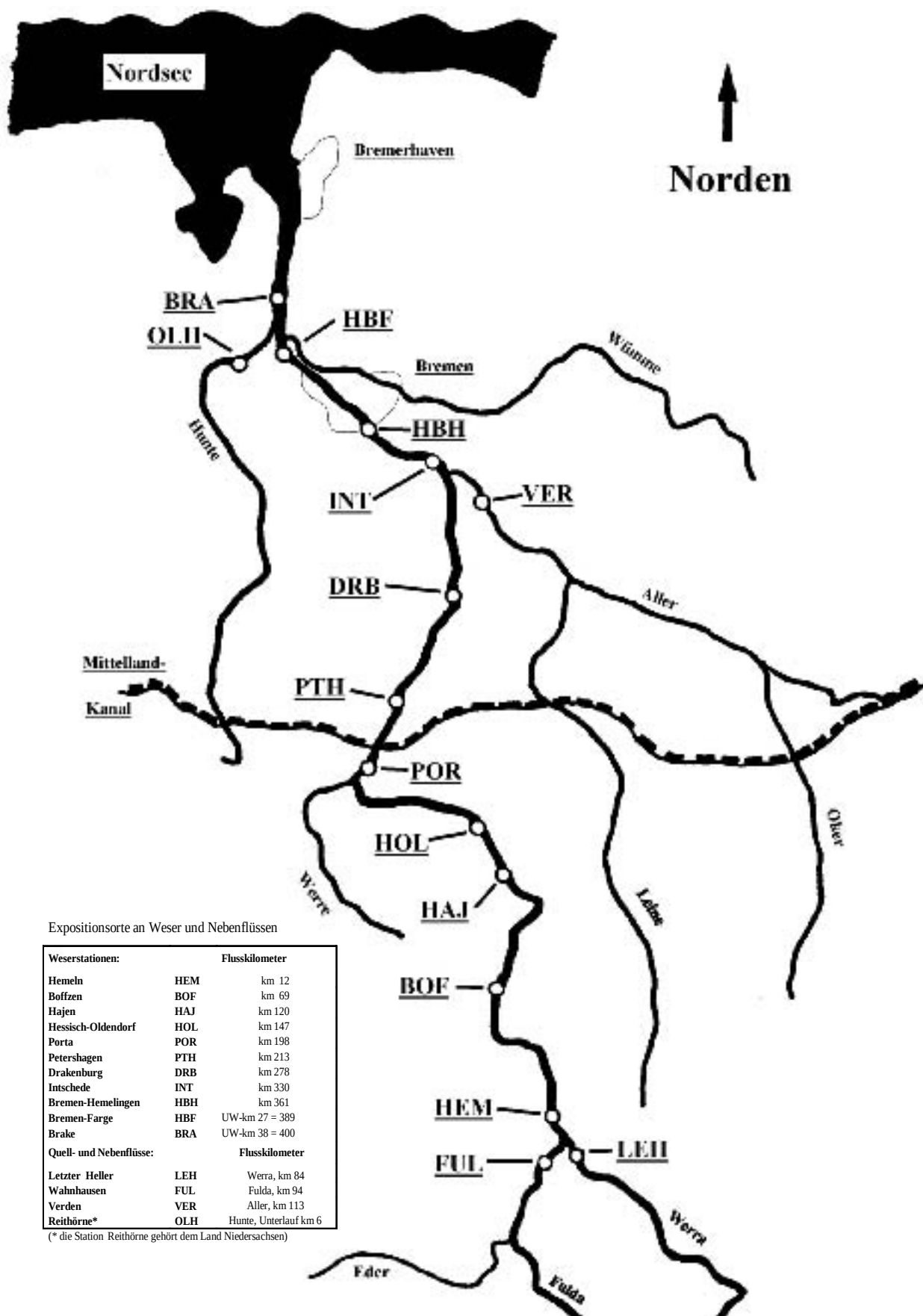


Abb. 4: Lage der Dauermessstationen der ARGE Weser

Tab. 1: Expositionszeiträume

Expositionslauf	Datum
AR 10	14.09.1990 – 21.12.1990
AR 11	20.12.1990 – 21.03.1991
AR 12	21.03.1991 – 21.06.1991
AR 13	21.06.1991 – 15.10.1991
AR 14	15.10.1991 – 14.01.1992
AR 15	14.01.1992 – 10.04.1992
AR 16	10.04.1992 – 14.07.1992
AR 17	14.07.1992 – 21.10.1992
AR 18	21.10.1992 – 21.01.1993
AR 19	21.01.1993 – 04.05.1993
AR 20	04.05.1993 – 08.09.1993

Regionale Belastungsunterschiede

Das Ergebnis eines typischen Expositionslaufes (AR 18) für die ganze Weser ist in Abbildung 5 dargestellt. Generell ergeben sich, verglichen mit der Nullprobe (NUL), signifikante Schwermetallanreicherungen in den exponierten Tieren. Gleichzeitig traten regelmäßig statistisch signifikante Belastungsunterschiede beim Vergleich der Muscheln von verschiedenen Expositionsorten auf. Es sind wesertypische Belastungsmuster zu erkennen. Deutlich spiegelt sich in den in der Aller (VER) und bei Intschede (INT; uh. des Allerzuflusses in die Weser) exponierten Muscheln der Einfluss der hohen Bleikonzentrationen im Allerwasser wider. Ebenso führt die höhere Cadmiumbelastung von

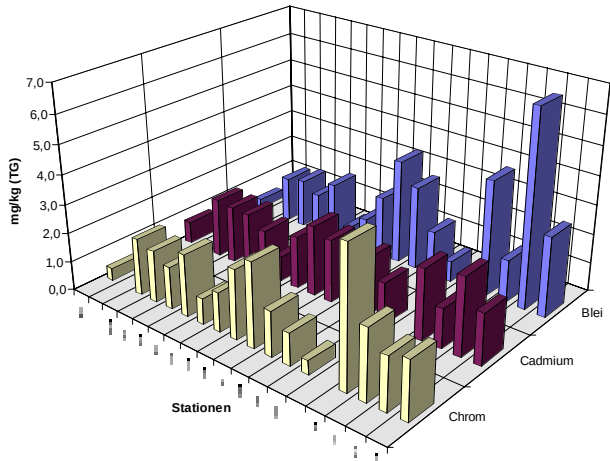


Abb. 5: Typisches Ergebnis eines Expositionslaufes (AR 18 vom 21.10.92-21.1.93) für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Chrom. (Dargestellt sind die Mittelwerte (n=20 Einzeltiere) der absoluten Anfangskonzentrationen und die Mittelwerte der Endkonzentrationen nach 12-wöchiger Expositionszeit. Angaben zu den Stationen siehe Abb. 2.)

Werra und Aller zu erhöhten Konzentrationen in den Muschelweichkörpern. Im Vergleich zu den anderen Weserstationen lagen die nach der Exposition in Porta und Petershagen erreichten Konzentrationen auf relativ niedrigem Niveau.

Ergebnisse an den nordrhein-westfälischen Stationen Porta und Petershagen

Nachfolgend werden ausgewählte Monitoringergebnisse für die Schwermetall-, Pestizid- und PCB-Konzentrationen an den nordrhein-westfälischen Stationen Porta und Petershagen vorgestellt. In den Abbildungen 6 – 9 ist jeweils der Betrag der Änderung der Schadstoffkonzentrationen (Endkonzentration – Anfangskonzentration) für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom und Zink dargestellt. Fast immer kommt es unter Weserbedingungen im Weichkörper der niedrig vorbelasteten Muscheln zu deutlichen Konzentrationserhöhungen. Die im Weserabschnitt Porta – Minden – Petershagen in den Muscheln erreichten Schwermetallkonzentrationen liegen für Weserverhältnisse in der Regel auf mittlerem Niveau. Beide Stationen weisen ähnliche Belastungsmuster auf.

Für Blei (Abb. 6) wurden Konzentrationserhöhungen bis zu 3 mg/kg (TG) festgestellt. Ein Belastungsmaximum fand sich in Petershagen (AR 19). Die kausale Ursache der Erhöhungen konnte nicht ermittelt werden. Beide Stationen erreichen im Trend ein ähnliches Belastungslevel. Für Cadmium kommt es unter Weserbedingungen fast immer

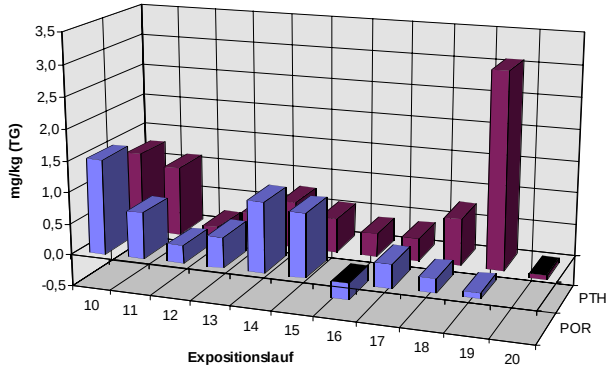


Abb. 6: Blei – Konzentrationsänderungen in den Weichkörpern exponierter Muscheln (Dreissena) an den Stationen Porta (POR) und Petershagen (PTH). (Positive Balken: Konzentrationszunahme durch Schadstoffakkumulation; Negative Balken: Verminderung der Konzentrationen)

zu einer deutlichen Erhöhung der Ausgangskonzentration (Abb. 7). Diese Differenz kann bis zu 1,5 mg/kg (TG) (AR 11, Petershagen) ausmachen. Nur im Expositionslauf AR 12 (hohe Vorbelastung der Nullprobe; 0,96 mg/kg) war im Bereich Minden in den Muscheln eine Absenkung der Ausgangskonzentrationen zu beobachten, während an den höher belasteten Weserstandorten weiter akkumuliert wurde.

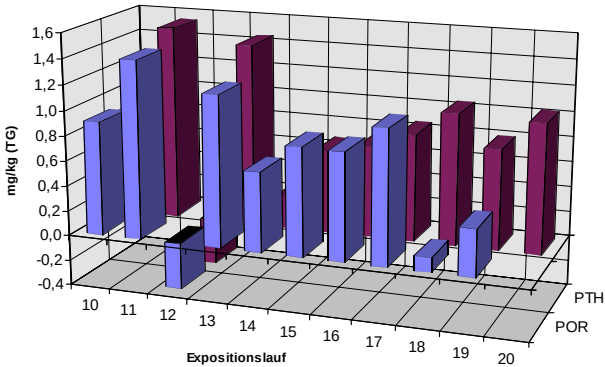


Abb. 7: Cadmium – Konzentrationsänderungen in den Weichkörpern exponierter Muscheln (*Dreissena*) an den Stationen Porta (POR) und Petershagen (PTH).

(Positive Balken: Konzentrationszunahme durch Schadstoffakkumulation; Negative Balken: Verminderung der Konzentrationen)

Auch für Chrom wurde fast immer eine deutliche Schwermetallakkumulation in den Muscheln festgestellt (Abb. 8). Maximale Konzentrationserhöhungen um 2,3 mg/kg (TG) erreichten die Dreissenen in Petershagen. Für Zink (essentielles Metall) wurde eine Spitzenakkumulation beim Lauf AR 11 mit

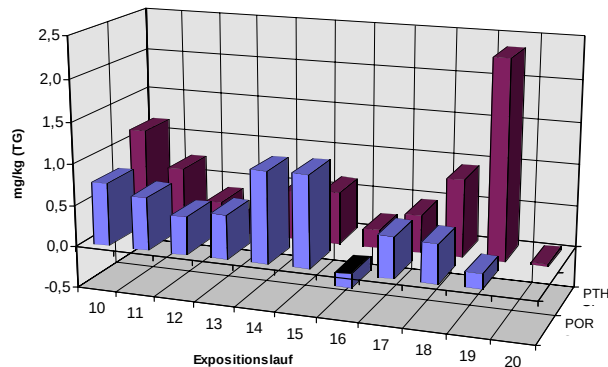


Abb. 8: Chrom – Konzentrationsänderungen in den Weichkörpern exponierter Muscheln (*Dreissena*) an den Stationen Porta (POR) und Petershagen (PTH).

(Positive Balken: Konzentrationszunahme durch Schadstoffakkumulation; Negative Balken: Verminderung der Konzentrationen)

280 mg/kg (TG) in Porta beobachtet (Abb. 9). Im Frühjahr neigen die Muscheln unter den Weserbedingungen bei Minden dazu, nur geringe Zinkkonzentrationen aufzunehmen, teilweise fand sogar eine Konzentrationsenkung statt. Für Nickel (± 25 mg/kg (TG)) und Kupfer (± 10 mg/kg (TG)) zeigten die exponierten Muscheln ebenfalls eine Tendenz zu jahresrhythmischem Akkumulations- und Dekontaminationsverhalten.

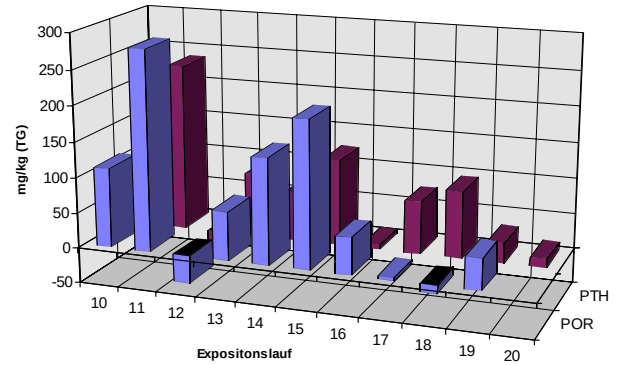


Abb. 9: Zink – Konzentrationsänderungen in den Weichkörpern exponierter Muscheln (*Dreissena*) an den Stationen Porta (POR) und Petershagen (PTH).

(Positive Balken: Konzentrationszunahme durch Schadstoffakkumulation; Negative Balken: Verminderung der Konzentrationen)

Die Monitoringergebnisse für organische Schadstoffe sind für die Station Porta dargestellt. Die Konzentrationsangaben ($\mu\text{g/kg}$) beziehen sich jeweils auf das extrahierte Fett der Tiere. Unter Weserbedingungen kommt es in der Regel zur Akkumulation von HCB und Lindan, zeitweilig auch von DDT (gesamt) (Σ 2,4-DDT, 4,4-DDT, 4,4-DDE; 4,4-DDD) und Dieldrin (Abb. 10). Die erreichten Akkumulationsmaxima sind in Tab. 2 zusammengestellt. Vor allem bei den ersten Expositionsläufen (AR 10; 11) konnten erhebliche bioverfügbare DDT-Mengen im Wesersystem nachgewiesen werden. In den exponierten Muscheln wurde eine Aufstockung der DDT-Konzentrationen um bis zu 425 $\mu\text{g/kg}$ (Porta) bzw. um 760 $\mu\text{g/kg}$ (Petershagen) nachgewiesen. Für Dieldrin lag die maximale Konzentrationserhöhung bei 125 $\mu\text{g/kg}$ (Porta, AR 15).

Bei der Untersuchung der PCB-Konzentrationen in den exponierten Dreissenen wurde generell eine niedrige Belastung mit den biologisch abbaubaren, niedrig chlorierten PCB-Congeneren (PCB 28, 52) nachgewiesen (Abb. 11). Dagegen kam es bei den im Ökosystem persistenten, höher chlorierten PCB-

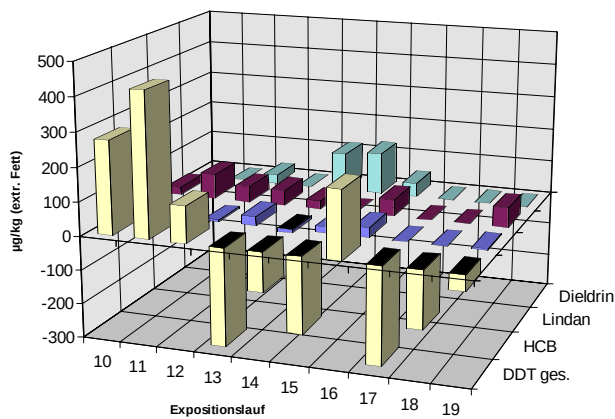


Abb. 10: Lindan, Dieldrin, HCB und DDT (gesamt) (S 2,4-DDT, 4,4-DDT, 4,4-DDE; 4,4-DDD)-Konzentrationsänderungen in den Weichkörpern exponierter Muscheln (Dreissena) an der Station Porta

Tab. 2: Maximale Konzentrationserhöhungen (µg/kg bezogen auf extrahiertes Fett) in den Geweben der in Porta und Petershagen exponierten Muscheln (AR 16 = aufgetreten bei Expositionslauf Nr. 16).

Substanz	Expositionsort	
	POR	PTH
Angabe in µg/kg		
HCB	30 (AR16)	80 (AR16)
Lindan	70 (AR11)	91 (AR19)
DDT ges.	425 (AR11)	760 (AR11)
Dieldrin	125 (AR15)	90 (AR16)
PCB Nr.28	52 (AR12)	50 (AR19)
PCB Nr.52	266 (AR13)	156 (AR13)
PCB Nr.101	500 (AR13)	365 (AR13)
PCB Nr.138	1000 (AR17)	625 (AR16)
PCB Nr.153	946 (AR17)	490 (AR10)
PCB Nr.180	458 (AR17)	300 (AR16)

Congeneren (PCB 101, 138, 153, 180) an beiden Stationen regelmäßig zu teilweise erheblichen Anreicherungen in den Muschelgeweben (Tab. 2). Die Befunde deuten, da die biologisch abbaubaren PCB-Congenere nur in sehr niedrigen Konzentrationen in den Muscheln nachgewiesen werden konnten, auf eine aus Altlasten stammende PCB-Belastung des Wesersystems hin.

Mit dem Pilotprojekt wurde ein wichtiger Beitrag zur Verbesserung von Erfassung und Bewertung der im Wesersystem vorliegenden Schadstoffbelastung geleistet. Anhand mathematischer Model-

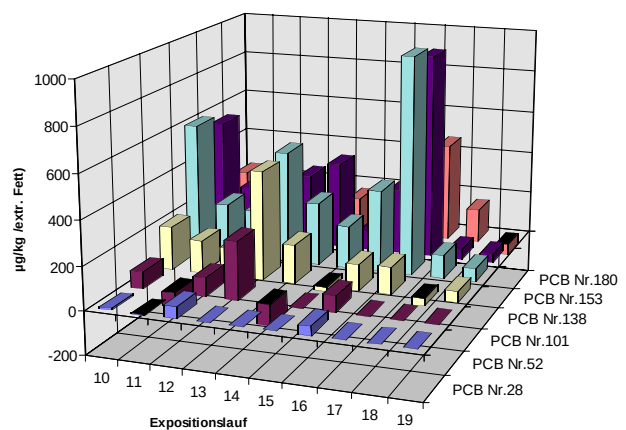


Abb. 11: PCBs – Konzentrationsänderungen in den Weichkörpern exponierter Muscheln (Dreissena) an der Station Porta

lierungen wurde versucht, die im Wesersystem auf die Bioverfügbarkeit der Schwermetalle einwirkenden Faktoren zu beschreiben und ihren Einfluss zu quantifizieren. Hierbei wurde nachgewiesen, dass in der Regel keine engen Korrelationen zwischen den Schwermetallkonzentrationen im Wasser und in den Organismen auftreten. Es stellte sich zudem heraus, dass weitere, abiotische Faktoren wie z. B. die Salzbelastung, wesentliche Einflussgrößen für die Schwermetallaufnahme bei Organismen sein können. Zusätzlich ergaben sich regelmäßig für alle untersuchten Metalle an allen Stationen signifikante jahresrhythmische Konzentrationsschwankungen in den Weichkörpern der Muscheln, die nicht parallel zu beobachteten Konzentrationsrhythmen im Weserwasser verliefen (BUSCH & WOSNIOK 1997). Biologische Rhythmen sind neben dem jahreszeitlich wechselnden Schadstoffangebot und jahreszeitlichen Schwankungen von Syn- und Antagonismen als Ursache zu nennen.

Von der LAWA (1997) wurden mittlerweile Qualitätsziele zum „Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen“ eingeführt. Hierbei wurden auch für Schwermetalle Zielvorgaben definiert. Neben anthropogenen Nutzungen stellen auch die „aquatischen Lebensgemeinschaften“ ein zu bewahrendes Schutzgut dar. Die Zielvorgaben sollen für die jeweiligen Gewässer „eine möglichst naturnahe, standorttypische, sich selbst reproduzierende und selbst regulierende Lebensgemeinschaft von Pflanzen und Tieren“ und die Erhaltung des ursprünglichen Arteninventars gewährleisten. Bezüglich der Schadstoffbelastung stellt der Schutz der aquatischen Biozönosen die höchsten Anforderun-

gen an die Gewässerqualität (WACHS 1994). Eine wesentliche Grundlage für Qualitätsziele in Form von Konzentrationen im Wasser ist die Annahme, dass die Schadstoffaufnahme in Organismen überwiegend von den im Wasser vorliegenden Konzentrationshöhen gesteuert wird.

Für einige Schwermetalle liegen die Wirkschwellenwerte (No-effect-level) der empfindlichsten Wasserorganismen schon in Konzentrationsbereichen, die der natürlichen, geogenen Hintergrundbelastung der Fließgewässer entsprechen. Ein pragmatischer Ansatz für die Festlegung von Zielvorgaben ist nach SCHUDOMA et al. (1994) ein Orientierungswert in Höhe der zweifachen Obergrenze der Hintergrundbelastung, der 1997 von der LAWA bundesweit eingeführt wurde. Gleichzeitig wurde eine chemisch-physikalische Güteklassifizierung entwickelt, wobei die Zielvorgaben als anzustrebende Güteklasse II definiert wurden.

Aus den Ergebnissen des Schadstoffakkumulationsmonitoring an der Weser lässt sich jedoch ableiten, dass neben den Konzentrationen der Schadstoffe zusätzliche chemisch-physikalische bzw. biotische Faktoren bei der Einschätzung des ökotoxikologischen Risikos betrachtet werden müssen. In Kombination mit einem chemisch-physikalischen Begleitprogramm können mit dem biologischen Schadstoffakkumulationsmonitoring wichtige Datengrundlagen für eine Weiterentwicklung der derzeit geltenden Zielvorgaben erhoben werden.

Literatur

- BUSCH, D. & B. SCHUCHARDT (1989): The use of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas) for biomonitoring heavy metals in limnic ecosystems. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, 2261-2264.
- BUSCH, D., LUCKER, T., SCHIRMER, M. & W. WOSNOIK (1992): The Application of the Bivalve *Dreissena polymorpha* (Pallas) for Biomonitoring Routine of Heavy Metals in Rivers. In: NEUMANN & JENNER (Eds.): The Zebra mussel *Dreissena polymorpha*. Limnologie aktuell Bd. 4, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 197-211.
- BUSCH, D.; LUCKER, T.; SETINKAYA, M. & M. SCHIRMER (1995 a): Bioverfügbarkeit und Biomonitoring von Schwermetallen und schwerflüchtigen Organochlorverbindungen in der Weser. Limnologie aktuell Bd. 6, „Die Weser“. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 93-107.
- BUSCH, D.; LUCKER, T.; WOSNOIK, W. & M. CETINKAYA (1995 b): Schadstoffbiomonitoring (aktiv und passiv) mit der Süßwassermuschel *Dreissena polymorpha* (PALLAS) und anderen Kompartimenten der Biozönose als Methode der Gewässerüberwachung. Universität Bremen. Erstellt für die Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung der Weser (ARGE Weser) Band 2, Datenband.
- BUSCH, D.; LUCKER, T.; WOSNOIK, W. & M. CETINKAYA (1996): Schadstoffbiomonitoring (aktiv und passiv) mit der Süßwassermuschel *Dreissena polymorpha* (PALLAS) und anderen Kompartimenten der Biozönose als Methode der Gewässerüberwachung. Universität Bremen. Erstellt für die Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung der Weser (ARGE Weser) Band 1, Textband.
- BUSCH, D. & W. WOSNOIK (1997): Erfassung der bioverfügbaren Schadstoffbelastung von Fließgewässern mittels biologischem Akkumulationsmonitoring. Ein Beitrag zur Problematik der Bewertung von Gewässerbelastungen anhand von qualitätszielorientierten Maßstäben. DGL, Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1996, Bd. II, 650-654.
- BUSCH, D.; LUCKER, T. & W. WOSNOIK (1998): Effects of changing salt concentrations and their physical-chemical parameters on bioavailability and bioaccumulation of heavy metals in exposed *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771). Limnologica 28 (3), 263-274.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Bd. I, Berlin.
- SCHUDOMA, D.; IRMER, MARKARD, C. & E. STIX (1994): Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink, UBA-Texte 52/94, Umweltbundesamt, Berlin.
- WACHS, B. (1994): Limnotoxizität und Ökobewertung der Schwermetalle sowie entsprechende Qualitätsziele zum Schutz aquatischer Ökosysteme, Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie Band 48, 425-486, Oldenbourg Verlag, München.

3.1.4 Wiedereinbürgerung des Lachses in Nordrhein-Westfalen

– Stand, wissenschaftliche und praktische Aspekte –

Dr. Gottfried W. Schmidt, LÖBF/LAfAO NRW, Kirchhundem-Albaum

Einleitung

Um 1950 waren die einst berühmten Lachsbestände des Rheins restlos erloschen und die Art *Salmo salar* L. im gesamten System dieses Stroms definitiv ausgestorben (Abb. 1). Als Hauptursachen sind die verschiedenartigen wasserbaulichen Eingriffe, insbesondere die Versperrung des Weges zu den Laichgründen durch immer mehr und immer höhere Wehre, und die Verschlechterung der Wasserqualität im Zuge der immer dichteren Besiedlung und Industrialisierung des Einzugsgebietes zu nennen. 1986 beschloss die Rheinminister-Konferenz in Rotterdam das „Aktionsprogramm Rhein“ mit dem Ziel für das Jahr 2000 „das Ökosystem des Rheins soll in einen Zustand versetzt werden, bei dem heute verschwundene, aber früher vorhandene höhere Arten (z. B. der Lachs) im Rhein als großem europäischen Strom wieder heimisch werden können“. In der Folge wurde das Vorhaben als „Lachs 2000“ bekannt (IKSR 1987, SCHULTE-WÜLWER-LEIDIG 1991) und in Nordrhein-Westfalen inzwischen in „Wanderfischprogramm NRW“ umbenannt (s. u.).

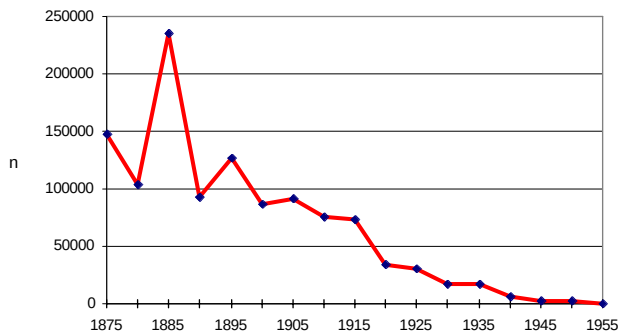


Abb. 1: Lachsfänge im niederländischen und deutschen Rheineinzugsbereich zwischen 1875 und 1955 (in: de GROOT 1989)

Ökologische Verbesserungen

„Lachs 2000“ ist also zunächst eher Programm für **ökologische Verbesserungen**, die dem gesamten aquatischen Ökosystem zu Gute kommen. Der hohe Symbolwert dieses Fisches wird dabei be-

wusst eingesetzt. Natürlich schließt „Lachs 2000“ auch **Artenschutzanliegen** ein.

Nach der inzwischen deutlichen Verbesserung der Wasserqualität des Rheins und seiner Zuflüsse (LUA 1997, IRMER 1999 u. a.) werden dem Lachs neue Chancen eingeräumt. Wegen des weiträumigen Niedergangs wildlebender Bestände und der relativ geringen Streuungsrate bei der Rückkehr der adulten Lachse zu ihren Laichgewässern ist die Neubegründung einer Lachspopulation in unseren Flüssen allein durch natürliche Wiederausbreitungsvorgänge in absehbaren Zeiträumen nicht wahrscheinlich. Eine künstliche Wiederansiedlung ist deshalb sinnvoll.

Das Gegenmodell ist die dem Lachs nahe verwandte und in ihren Ansprüchen ähnliche Meerforelle. Sie war in Mitteleuropa nie ganz verschwunden und hat ein anderes Wanderungsverhalten, das eine natürliche Wiedereinwanderung in verlassene Lebensräume sehr erleichtert. Seit den 80er Jahren ist in der Tat eine kräftige Wiederausbreitung dieses Fisches im nordrhein-westfälischen Rheinbereich zu beobachten (SCHMIDT 1996). Maßnahmen zur künstlichen Wiederansiedlung sind daher für die Meerforelle nicht erforderlich (siehe auch LEHMANN 1998).

Das Wiedereinbürgerungskonzept

der LÖBF versteht sich als Beschleunigung der mit einer natürlichen Wiederansiedlung des Lachses verbundenen Abläufe. Alle biologisch relevanten Maßnahmen orientieren sich möglichst eng an dieser Leitlinie, z. B. Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Flüsse, Auswahl der Herkunft für den Initialbesatz, Alter der Besatzfische usw.

Ziel

in Nordrhein-Westfalen ist die Wiederentstehung einer sich selbst erhaltenden Lachspopulation im Einzugsbereich der Sieg und eventuell anderer Flüsse dieses Bundeslandes.

Wichtigste Maßnahmen und Ergebnisse

Die nachfolgenden Ausführungen werden besonders die Aktivitäten im Bereich der Sieg berücksichtigen. Auf Grund noch relativ naturnaher Gewässerstrukturen in beträchtlicher Ausdehnung sowie der Entwicklung der Wasserqualität und der Fischfauna seit etwa 1975 bietet das Siegsystem für den Lachs innerhalb des Landes derzeit die besten Voraussetzungen (SCHMIDT 1991, 1996).

Einer der wichtigsten Beiträge zur Verbesserung der allgemeinen ökologischen Verhältnisse ist die Wiederherstellung der **Durchgängigkeit** des Flusses für alle ansässigen Fischarten. Bereits 1987 wurde am Siegwehr bei Windeck-Dattenfeld ein neuartiger Fischaufstieg gebaut, der diese Anforderungen erfüllt. Bis 1993 wurden alle vier Wehre im Unterlauf der Sieg und das unterste Aggerwehr mit entsprechenden Anlagen ausgestattet (STÄDTLER & SCHAA 1996). Damit ist die Sieg von ihrer Mündung bis zur Landesgrenze wieder durchgängig. Über den Neuen Wasserweg in Rotterdam gibt es noch einen für Fische offenen Wanderweg zum Meer. 1989 von der Landesanstalt zusammen mit dem niederländischen Fischereiinstitut RIVO, Ijmuiden, durchgeführte Versuche mit markierten Smolts (abwandernder Jungfisch) von Lachsen und Meerforellen erbrachten den Beweis, dass aus der Sieg abwandernde Fische die Nordsee erreichen können (STEINBERG & LUBIENIECKI 1991). Auch im rheinlandpfälzischen Siegabschnitt wird intensiv an der Wiederherstellung der Durchgängigkeit des Flusses gearbeitet, so dass der Wanderweg für Fische bis in den oberen, den westfälischen Teilbereich des Gewässers „in wenigen Jahren“ (JÖRGENSEN, mdl. 1998) wieder offen sein wird.

1988 setzte die damalige Landesanstalt für Fischerei in enger Zusammenarbeit mit der Sieg Fischerei-Genossenschaft Hennef und engagierten Anglern der im Landesfischereiverband Nordrhein, Bezirk Sieg, zusammengeschlossenen Vereine erstmals einjährige Junglachse in die Siegzuflüsse Bröl und Agger ein. 1990 begann MARMULLA im Auftrag der Landesanstalt mit systematischen Untersuchungen zur **Eignung der Sieg als Lachsgewässer**, insbesondere zur Lokalisierung, räumlichen Ausdehnung und Bewertung potentieller Laich- und Jungfischhabitate (MARMULLA 1992, 1993). Seit 1991 beteiligt sich Rheinland-Pfalz in seinem Teil des Siegsystems am Lachs-Wiedereinbürgerungs-Programm (SCHNEIDER 1996, 1999), so

dass ab 1994 jährlich mindestens 0,5 Mio. Junglachse als **Initialbesatz** in die Sieg und ihre Zuflüsse gelangen (Abb. 2).

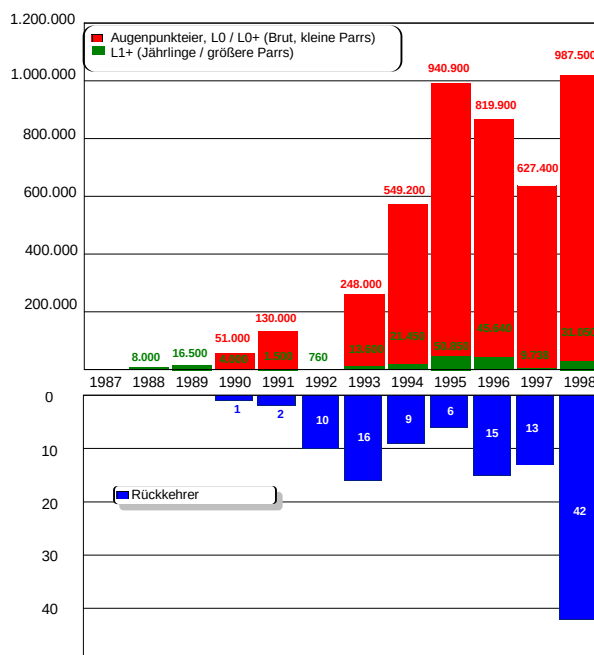


Abb. 2: Lachsbesatz (Brut u. Parrs bzw. L0 u. L1) sowie Anzahl der Nachweise adulter Lachse im Sieg-System (Nordrhein-Westfalen u. Rheinland-Pfalz) seit 1988

Die Nachweismethoden für die adulten Lachse (Rückkehrer) erlauben noch keine repräsentative Aussagen. Da die adulten Lachse überwiegend bei Bedingungen aufsteigen, bei denen die bisherigen Erfassungsmethoden nicht einsetzbar sind (Hochwasser, Wassertrübung, nachts) dürften in Wirklichkeit deutlich mehr Lachse aufgestiegen sein (SCHMIDT & FELDHAUS 1999a).

Damit werden Mengen erreicht, die bei „normalen“ Überlebensraten die für den Bestandserhalt mindestens nötigen Zahlen von Rückkehrern aus dem Meer gewährleisten müssten. Insgesamt ist eine Risikoabschätzung für den weiteren Lebensweg des aus dem Siegsystem abgewanderten Junglaches wegen der zahlreichen anthropogen bedingten Gefahren im Rhein und auf hoher See jedoch noch sehr schwierig. Daher und zum möglichst raschen Aufbau einer neuen Population aus Nachkommen von Rückkehrern werden bis auf weiteres größere Besatzmengen für notwendig erachtet. Das bedeutet, dass möglichst viele der für Lachsbrut geeigneten Habitate besetzt werden sollen. Zur systematischen Erfassung der Lage und Kapazität der Habitate wurde 1998 im Auftrag der Landesanstalt

ein spezielles Kartierungsverfahren entwickelt (NEMITZ & MOLLS 1999). Bis Ende 1998 wurden im Bereich der nordrhein-westfälischen Sieg insgesamt 3,37 Mio. Junglachse, vorwiegend Brütlinge, aus Eiern von zunächst norwegischen, dann irischen und schottischen Herkünften ausgesetzt. Seit 1998 werden die kleineren Zuflüsse zur Sieg bevorzugt besetzt, da dort das Aufkommen meist besser ist (s. u.). Mit zunehmendem Umfang der natürlichen Vermehrung der Rückkehrer wird der künstliche Besatz nach und nach reduziert.

1993 wurde mit der **Überprüfung des Aufkommens der eingesetzten Brut** begonnen. Da seit 1995 rund 40 ha Jungfischhabitate in Sieg, Agger, Bröl und einigen weiteren Zuflüssen besetzt werden, hatten die ersten Erfolgskontrollen zunächst nur stichprobenartigen Charakter. Die Ergebnisse zeigten jedoch bereits im ersten Jahr, dass in der Sieg ausgesetzte Brütlinge gut abwachsen. Es zeigte sich ferner, dass die Junglachse mit den sommerlichen Bedingungen in diesem Fluss grundsätzlich zurechtkommen, sogar mit denen der heißen Sommer von 1994 und 1995. Beträchtliche Unterschiede in den Aufkommensraten zwischen den einzelnen Besatzstellen deuteten sich jedoch an.

Bei umfassenderen Überprüfungen der **Effizienz des Besatzes** ermittelten FREYHOFF & STEINAMNN (1997) und STEINMANN & FREYHOFF (1998) für 1997 und 1998 in die Sieg eingesetzte Lachsbrütlinge Überlebensraten von durchschnittlich 13 bzw. 12 % bis zum Ende des ersten Sommers. Für Bruthabitate in Zuflüssen zur Sieg betrugen die Zahlen nach MOLLS & NEMITZ (1998) und NEMITZ & MOLLS (1999) in den gleichen Jahren durchschnittlich 14 bzw. 28 %. Sowohl in der Sieg als auch in den Zuflüssen gab es zwischen den untersuchten Besatzstrecken jedoch beträchtliche Unterschiede im Aufkommen, obwohl alle Habitate vorher als geeignet eingeschätzt worden waren. Dabei sind klare Jahresbezüge nicht zu erkennen. Die Ursachen dafür sind bislang noch nicht bekannt (vgl. auch SCHMIDT & FELDHAUS 1999b).

Im Herbst 1990, also knapp 3 Jahre nach dem ersten Besatz mit einjährigen Junglachsen, wurde in der Bröl erstmals seit mehreren Jahrzehnten wieder ein adulter Lachs gefangen (STEINBERG et al. 1991). Seitdem werden jedes Jahr adulte Lachse im Siegsystem nachgewiesen (Abb. 2). Bis Ende 1998

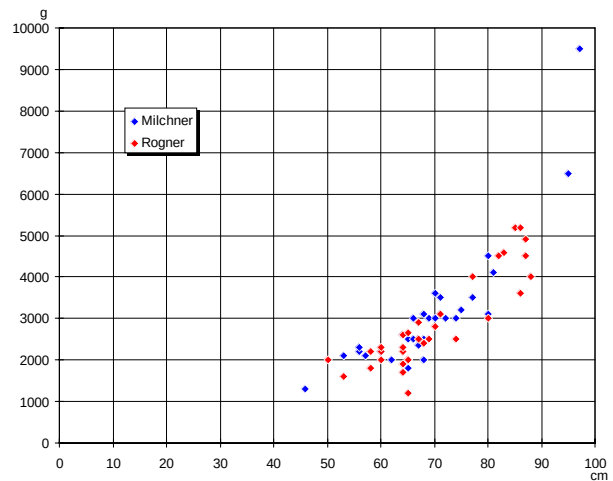


Abb. 3: Durchschnittsgröße von 65 zwischen 1990 und Ende 1998 in das Siegsystem aufgestiegenen adulten Lachsen

waren es 114 Stück, davon die meisten in der Bröl. Die durchschnittliche Größe von 65 seit 1990 vermessenen Sieg-Lachsen liegt bei 69 cm und 2,95 kg. Das bisher schwerste Tier hatte eine Länge von 97 cm und ein Gewicht von 9,5 kg (Abb. 3). Wegen der Größe der Sieg und des vorzugsweise im Herbst bei Dunkelheit und Hochwasser stattfindenden Lachsaufstiegs sind die bislang zur Verfügung stehenden technischen Möglichkeiten zur Erfassung der **Rückkehrer**, nämlich Elektrofischerei, kleinere Reusen und Direktbeobachtung, noch sehr unbefriedigend. Deshalb ist eine feste Kontrollstation zur repräsentativen Erfassung aufsteigender Lachse und Meerforellen an der unteren Sieg vorgesehen. Sie wurde im Dezember 1999 fertig gestellt.

In der Laichsaison 1993/94 wurden die ersten Laichgruben von Großsalmoniden im Bereich der Sieg gefunden. Aus je einer in Sieg, Agger und Bröl wurden einige lebende Dottersacklarven entnommen. Genetische Analysen ergaben, dass es sich eindeutig um Lachse handelte. Damit war erstmals seit vielen Jahrzehnten für das gesamte Rheingebiet wieder der Nachweis einer **natürlichen Vermehrung** des Lachses gelungen (vgl. SCHMIDT et al. 1994, LEHMANN et al. 1995). Seither hat es weitere Hinweise gegeben, die zeigen, dass eine natürliche Fortpflanzung des Lachses im Siegsystem prinzipiell wieder möglich ist (vgl. INGENDAHL 1998 und SCHMIDT & FELDHAUS 1999b).

Nach MARMULLA (1992) gibt es in Sieg und Agger potentielle Laichhabitate für Lachse in beträchtlichem Umfang. Zusätzliche Potentiale sind in den Zuflüssen vorhanden, aber noch nicht quantifiziert.

Die Frage, ob die **Qualität der Laichsubstrate** ausreicht und ob eine bestandserhaltende natürliche Vermehrung des Lachses in unseren Gewässern wieder möglich ist, kann zur Zeit jedoch noch nicht beantwortet werden. MARMULLA (1992, 1993) wies bereits auf teilweise überhöhte Anteile von Feinsedimenten im Substrat potentieller Laichgründe und auf damit eventuell verbundene Sauerstoffprobleme für Lachseier und -larven hin. Die Sauerstoffsituation im Interstitial des Sediments der Laichhabitate und die vielerorts immer noch hohen Frachten organischer und anorganischer Schwebstoffe können trotz vorhandener Gewässergüteklasse II offensichtlich Engpässe für eine ausreichende natürliche Vermehrung des Lachses und anderer kieslaichender Arten bilden (INGENDAHL & NEUMANN 1996, INGENDAHL 1998, 1999 und NEUMANN et al. 1998). Ausmaß und Verbreitung des Schwebstoffeintrags in die obersten Schichten des Gewässersediments, damit verbundene Sauerstoffdefizite sowie eventuelle Anreicherungen toxischer Stoffe im Interstitial, aber auch die Möglichkeiten zur Reduzierung dieser Belastungen, sind damit zu Schlüsselfragen für das gesamte Wiedereinbürgerungsvorhaben geworden.

Außer im Sieg-System werden noch einige **weitere** ehemalige **Lachsgewässer** Nordrhein-Westfalens mit Junglachsen besetzt. Es handelt sich um einige kleinere Weserzuflüsse und um die Wupper mit der Dhünn sowie um die Rur (BARTMANN 1996 u. JÄGER 1999). In der Dhünn wurden 1998 erstmals sieben adulte Lachse festgestellt, 1999 waren es 15 (BIENERT mdl.). Im gleichen Jahr gab es auch zwei Meldungen über je einen in der Weser bei Minden nachgewiesenen Lachs (BARTMANN mdl.). Die Programme an den genannten Besatzgewässern haben jedoch noch einen relativ geringen Umfang. Die Aktivitäten an der Sieg sollen weiterhin Schwerpunkt und Pilotprogramm der nordrhein-westfälischen Bemühungen bilden. Wenn das Vorhaben an dem aus guten Gründen als Pilotgewässer ausgewählten Siegsystem gelingt, wird das sicherlich entsprechende Anstrengungen an anderen Flüssen beleben.

Bewertung des Projektstandes

Auf Grund der bisherigen Zwischenergebnisse kann zusammenfassend gesagt werden, dass der Lachs im Siegsystem bisher **alle wichtigen Einzelprüfungen** bestanden hat:

- Die eingesetzten allochthonen Junglachse haben in der Sieg relativ gute und besonders in Zuflüssen sehr gute bis befriedigende Überlebensraten. Sie können gut abwachsen und sich zum Smolt entwickeln,
- dieser findet den Weg ins offene Meer,
- laichreife Rückkehrer sind in der Lage, wieder in den Rhein einzuwechseln und die Sieg zu erreichen,
- dort können sie die Fischaufstiege passie und zu potentiellen Laichgründen gelangen,
- wo eine erfolgreiche Fortpflanzung bis zum fressfähigen Brütling, bislang wenigstens in geringem Umfang, stattfinden kann.

Das zeigt: **Der Lachs kann im Bereich des Rheins, speziell der Sieg, grundsätzlich wieder alle relevanten Lebensphasen erfolgreich durchlaufen!** Offen ist jedoch, ob die anthropogen bedingten Verluste, insbesondere außerhalb des Siegsystems bzw. des Rheins, also im Küstenbereich und auf hoher See, die für einen Bestandserhalt notwendige Zahl von Rückkehren zu den Laichgewässern und die dort vorhandenen Bedingungen, vor allem die Qualität der Sedimente, in absehbarer Zeit eine ausreichende natürliche Fortpflanzung zulassen.

Weiterer Programmverlauf

Umfang und Komplexität des nordrhein-westfälischen Lachsprogramms sind seit den ersten Anfängen ganz erheblich gewachsen. Zur Gewährleistung einer möglichst effektiven Koordinierung und Weiterentwicklung aller Einzelvorhaben wurde 1998 zwischen der Landesregierung von Nordrhein-Westfalen und dem Landesfischereiverband eine neue Konzeption unter der Bezeichnung „**Wanderfischprogramm NRW**“ unterzeichnet. Der Name unterstreicht noch einmal den breiten ökologischen Charakter der Bemühungen und auch den Einschluss der anderen Fischarten. Besonderes Gewicht legt das Konzept auf weitere wasserbauliche und abwassertechnische Verbesserungen. Bis Ende 2002 stehen insgesamt 5,2 Mio. DM zur Verfügung (MURL 1998).

Fazit

Die Wiederentstehung einer neuen Lachspopulation ist in Teilbereichen des Rheinsystems grundsätzlich möglich und auf gutem Wege, aber noch nicht erreicht. Insgesamt sollte die zeitliche Perspektive nicht zu kurz gefasst angesetzt werden. Der Niedergang des alten Rhein-Lachses hat bis zu seinem Aussterben immerhin fast 200 Jahre gedauert. Die eingeleitete Gegenentwicklung hat zwar bereits beachtliche Erfolge erbracht, bis zu neuen, sich selbst erhaltenden Lachspopulationen in unseren Flüssen sind jedoch weitere Anstrengungen, aber auch Mut und Geduld erforderlich.

Literatur:

- BARTMANN, L., Bez.Reg. Detmold, OFiB.
- BARTMANN, L. (1996): Maßnahmen zur Wiedereinbürgerung des Lachses in die Weser. In: G.W. Schmidt Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe d. LÖBF, Recklinghausen, Bd. 11: 190-192.
- BIENERT, W., Angelsportverein der Bayer-Werke, Leverkusen.
- FREYHOFF, J. & STEINAMMN, I. (1997): Optimierung der Besatzstandorte für den Lachs *Salmo salar* L. im System der Sieg in Nordrhein-Westfalen. Untersuchung im Auftrag d. LÖBF, Fischereidezernate, Kirchhundem, Unpubl. Ergebnisbericht, 20 S.
- GROOT, S. J. de (1989): Literature survey into the possibility of restocking the river Rhine and its tributaries with Atlantic salmon (*Salmo salar*). RIVO report: MO 88-205/89.2, Ijmuiden, The Netherlands, 56 pp.
- IKSR (1987): Aktionsprogramm Rhein. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins gegen Verunreinigungen (Hrsg.), Koblenz, 18 S.
- INGENDAHL, D. & NEUMANN, D. (1996): Die Umweltbedingungen im Sedimentlückensystem von potentiellen Laichhabitaten des Lachses: ein möglicher Engpaß für die erfolgreiche Wiedereinbürgerung? In: Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung NRW, Bd.11: 178-180.
- INGENDAHL, D. (1998): Der Reproduktionserfolg von Großsalmoniden in nordrhein-westfälischen Lachsgewässern. Untersuchungsauftrag d. LÖBF NRW, Fischereidezernate, D-57399 Kirchhundem-Albaum, 66 S.
- INGENDAHL, D. (1999): Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und Lachs (*Salmo salar* L.) in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyporheischen Interstitials. Diss. Univ. Köln 1999, 172 S.
- IRMER, H. (1999): Lachs 2000 und die Verbesserung des Ökosystems Rhein. Tagungsband zum 2. Internationalen Rhein-Symposium „Lachs 2000“ d. IKSr, Koblenz; S. 33-37.
- JÄGER, S. (1999): Lachs- und Meerforellenprogramm in Wupper, Dhünn und Ruhr. Tagungsband zum 2. Internationalen Rhein-Symposium „Lachs 2000“ d. IKSr, Koblenz; S. 113-119.
- JÖRGENSEN, H., Bez.Reg. Koblenz, OFiB.
- LEHMANN, J. (1998): „Meer- und Bachforelle des Rheinsystems“ – Eine populationsgenetische Studie für den Artenschutz – Resümee und Folgerungen aus den Untersuchungsergebnissen des Vertragsprojektes zwischen der LÖBF NRW und dem Zoologischen Institut I der Universität Heidelberg. LÖBF-Mitteil. Nr.1/98: 81-84.
- LEHMANN, K., SCHENK, M. STÜRENBERG, F. & SCHREIBER, A. (1995): Natural reproduction of recolonizing Atlantic salmon, *Salmo salar*, in the Rhenanian drainagesystem (Nordrhein-Westfalen, Germany). Naturwissenschaften 82: 92-93.
- LUA (1997): Rheingütebericht '95. Hrsg. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen 99 S.
- MARMULLA, G. (1992): Die Überprüfung der Sieg als Lachsgewässer. Landesanstalt f. Fischerei Nordrhein-Westfalen, Kirchhundem-Albaum, 121 S.
- MARMULLA, G. (1993): Überprüfung der Sieg als Lachsgewässer Phase II. Hrsg. Landesanstalt für Fischerei NRW in Zusammenarbeit m.d. Fischereiverband Nordrhein-Westfalen e.V., 48 S.
- MOLLS, F. & NEMITZ, A. (1998): Räumliche Verteilung und Überlebensraten von 0+Lachsen (*Salmo salar* L.) in Bächen des nordrhein-westfälischen Siegsystems 1997. Unpubl. Studie im Auftrag d. LÖBF, Fischereidezernate, Kirchhundem; 47 S.
- MURL (1998): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen – Ein Landesprogramm zur Wiedereinbürgerung weit wandernder Fischarten und Neunaugen. Hrsg. Ministerium f. Umwelt, Raumordnung u. Landwirtschaft. NRW, Düsseldorf, 26 S.
- NEMITZ, A. & MOLLS, F. (1999): Überlebensraten von 0+Lachsen (*Salmo salar* L.) in den Gewässersystemen Sieg, Eifelrur und Wupper im Untersuchungsjahr 1998. Untersuch. im Auftrag d. LÖBF/LAfAO NRW, D-57399 Kirchhundem-Albaum, unpubl. Ergebnisbericht, 38. S.
- NEUMANN, D., INGENDAHL, D., MOLLS, F. & NEMITZ, A. (1998): Lachswiedereinbürgerung in NRW: Biologische Engpässe und Vorschläge für zukünftige Maßnahmen. Mitteilungen der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/ Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen, Nr. 2/ 1998: 20-25.
- SCHMIDT, G. W. (1991): Versuche zur Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in den Rhein-Nebenfluß Sieg. Fischökologie 5: 35-42.
- SCHMIDT, G.W. (1996): Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen – Allgemeine Biologie des Lachses sowie Konzeption und Stand des Wiedereinbürgerungsprogramms unter besonderer Berücksichtigung der Sieg. In: Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung NRW, Recklinghausen. Bd. 11: 5-151.
- SCHMIDT, G.W. (1996): Die Meerforelle *Salmo trutta trutta* L. im Rahmen von „Lachs 2000“. In: Fisch des Jahres 1996 – Die Meerforelle. Hrsg.: Verband Deutscher Sportfischer e.V., Siemensstr. 11-13, 63071 Offenbach, S. 105-116.
- SCHMIDT, G. W., LEHMANN, J. & MARMULLA, G. (1994): Natürliche Fortpflanzung des Lachses (*Salmo salar*) wieder in Deutschland. - Natur u. Landschaft 69: 213.
- SCHMIDT, G.W. & FELDHAUS, G. (1999a): Erste Wiedereinbürgerung des Lachses im Siegsystem. Tagungsband z. 2. Internat. Rhein-Symposium „Lachs 2000“ d. IKSr, Koblenz; S. 96-102.
- SCHMIDT, G.W. & FELDHAUS, G. (1999b): Lachs-Wiedereinbürgerung in Nordrhein-Westfalen – Stand Anfang 1999. Unpubl. Bericht, Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW, Dezernate für Fischerei, 57399 Kirchhundem-Albaum, 35 S.
- SCHNEIDER, J. (1996): Die Wiedereinbürgerung des Lachses im rheinland-pfälzischen Bereich des Siegsystems. AFZ-FISCHWAID 6:20-21.

- SCHNEIDER, J. (1999): Wiedereinbürgerung des Lachses in Saynbach, mittlerer Sieg und Wisper. Tagungsband z. 2. Internat. Rhein-Symposium „Lachs 2000“ d. IKSR, Koblenz; S. 121-126.
- SCHULTE-WÜLWER-LEIDIG, A. (1991): Ökologisches Gesamtkonzept für den Rhein. - „Lachs 2000“. IKSR, Koblenz, 23 S.
- STÄDTLER, E. & SCHAA, W. (1996): Entwicklung moderner Fischaufstiege in der Unteren Sieg. In: Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung NRW, Bd. 11: 156-160.
- STEINBERG, L. & LUBIENIECKI, B. (1991): Die Renaissance der Meerforelle (*Salmo trutta trutta* L.) und erste Versuche zur Wiedereinbürgerung des Lachses (*Salmo salar* L.) in Nordrhein-Westfalen. Fischökologie 5: 19-33.
- STEINBERG, L., MARMULLA, G., SCHMIDT, G.W. & LEHMANN, J. (1991): Erster gesicherter Nachweis des Lachses (*Salmo salar* L.) im Gewässersystem der Sieg seit über drei Jahrzehnten. Fischökologie aktuell 5: 2-3.
- STEINMANN, I. & FREYHOFF, J. (1998): Optimierung der Besatzstandorte für den Lachs *Salmo salar* L. im System der Sieg/NRW. Untersuchung im Auftrag der LÖBF/NRW, Fischereidezernate, D-57399 Kirchhundem-Albaum, unpubl. Ergebnisbericht 21 S.

3.2 Rhein und Nebenflüsse

Prof. Dr. Günther Friedrich, Dr. Wolfgang Schiller, Marlies Pohlmann, Brigitte Schwenke (LUA) & Susanne Seuter (umweltbüro essen)

Auf seinem 1.250 km langen Weg von den Alpen bis zur Nordsee durchfließt der Rhein mehrere Staaten und nimmt aus seinem 185.000 km² umfassenden Einzugsgebiet eine große Zahl von Zuflüssen auf. Dabei verändert er seinen Charakter mehrfach. Von den Quellflüssen bis zum Bodensee, Alpenrhein genannt ist er ein alpiner Fluss. Vom Bodensee bis zum Dreiländereck bei Basel wird er Hochrhein genannt. Dann tritt er in die Oberrheinebene ein, zugleich wird hier über den Grand Canal d'Alsace der überwiegende Teil des Wassers abgezweigt und gelangt erst unterhalb Straßburg wieder in das alte Bett zurück. Der Oberrhein tritt dann mit dem Durchbruch durch Hunsrück und Taunus in die romantische Mittelrheinestrecke ein, die seinen Ruf als romantischer Strom begründet hat. Am nördlichen Ende liegt das Siebengebirge, das zugleich in etwa die Eintrittspforte des Stroms in die Niederrheinebene markiert. Der Niederrhein ist zugleich der nordrhein-westfälische Anteil am Strom, der direkt hinter der deutsch-niederländischen Grenze bei Bimmen/Lobith durch die Verzweigung in mehrere Arme zum Deltarhein wird.

Nordrhein Westfalen hat mit 220 km Strecke einen beträchtlichen Anteil, allerdings auch in bezug auf die Nutzung und Belastung dieser Flussstrecke. Duisburg als größter Binnenhafen markiert die überragende Rolle des Rheins als Schifffahrtsweg. Von Bonn bis Kleve liegt eine lange Kette bedeutender Städte, die schon in der Römerzeit überregionale Bedeutung hatten. Der Rhein gehört zu den wasserreichsten Flüssen des europäischen Kontinents. Deshalb kann er nicht nur eine gewaltige Ballung an Industrie sondern auch insgesamt ca. 20 Millionen Menschen mit Trinkwasser versorgen. Nicht nur der schon fast sagenhafte Rheinsalm gehört zur der reichhaltigen Lebewelt des Flusses, der z. Zt. in einer international konzertierten Aktion zu weiterer Qualitätsverbesserung gelangen soll.

In Nordrhein-Westfalen strömen ihm als rechte Zuflüsse Sieg mit Agger, Wupper, Ruhr, Emscher und Lippe zu. Linksrheinisch ist eigentlich nur die Erft als bedeutender Fluss zu nennen. Die übrigen linksrheinischen Flüsse gehören dem Einzugsgebiet der Maas an. Nicht nur der Rhein selbst, auch die

genannten Nebenflüsse in Nordrhein-Westfalen sind von großer Bedeutung für die Geschichte des Landes, seine wirtschaftliche Entwicklung und damit auch für die Wasserwirtschaft und den Gewässerschutz. Nachfolgend wird darüber in einigen Kapiteln berichtet.

Der Rhein ist wasserwirtschaftlich gesehen Europas wichtigster Strom mit vielfältigen z. T. miteinander konkurrierenden Nutzungsansprüchen. Diese vielfältigen Nutzungen sind auch in Nordrhein-Westfalen alle mit mehr oder weniger schwerwiegenden Eingriffen in das natürliche ökologische Gefüge der Flüsse im Einzugsgebiet des Rheins verbunden. Die wasserbaulichen Maßnahmen zur Schiffbarmachung, zur Landgewinnung und zum Hochwasserschutz haben zum Wegfall amphibischer Lebensräume, Absenkung des Grundwasserspiegels, erhöhter Sohlenerosion und Veränderungen der Uferstruktur geführt. Punktuelle Einleitungen der kommunalen und industriellen Abwässer sowie die diffusen Einträge der Landwirtschaft, aber auch die thermische Belastung stellen bedeutende Einflusskomponenten auf die Ökosysteme dar. Folgen dieser Veränderungen sind die Verarmung und Umstrukturierung der Lebensgemeinschaft in den Flüssen in unserem Jahrhundert (TITTIZER et al. 1990).

3.2.1 Rheinstrom

"Wir sind vorüber dem stattlichen Kreise der herrlichen sieben Berge, dem schönsten Punkte des Rheins mit seinen weitausblickenden Höhen, seinen heimlichen Thälern, und wenden uns nach Norden, wo der breite Strom nicht mehr eingeengt, zwischen flachen Ufern dahinzieht, ..." (STIELER et al. 1875).

Die Vulkankegel des Siebengebirges bilden die Eintrittspforte des Rheins bei Bonn in das Flachland der Niederrheinischen Bucht. Ihr hochgelegenes Hinterland wird westlich von der Eifel, östlich vom Bergischen Land und vom Sauerland begrenzt. Nach Norden hin verbreitert sich das Rheintal in das Flachland. Die Stromlandschaft des Niederrheins

wurde ursprünglich durch eine junge Stromau mit vielen Altarmen, Inselterrassen und Flugsanddünen bestimmt. Bereits im Mittelalter begann die Einengung des Niederrheins durch Deiche, Ufer wurden befestigt, Seitenarme verbaut und Inseln an das Ufer angeschlossen. Seit dem letzten Jahrhundert erfolgte die Mittelwasserregulierung durch den Bau von Buhnen. Die ursprünglichen Auwälder sind heute als Folge der Eindeichungen und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Überschwemmungsgebiete weitgehend verschwunden. Für den Niederrhein charakteristisch sind heute auch die vielen, z. T. sehr großen an den Rhein angeschlossen Vorlandaueskiesungen.

3.2.1.1 Leben im Rhein

Die Lebensgemeinschaft des Rheins wird wesentlich durch seine Wasserqualität und die Art und Vielfalt der morphologischen Strukturen des Lebensraumes geprägt. Die Besiedlung mit Tieren und Pflanzen spiegelt entsprechend die Gewässergüte des Stroms wider und gibt Auskunft über seinen ökologischen Gesamtzustand. Zur Ermittlung der Gewässergüte des nordrhein-westfälischen Rheinabschnittes werden daher im Rahmen der Gewässerüberwachung des Landes seit 30 Jahren biologische Untersuchungen durchgeführt.

Das Leben im Rhein spielt sich sowohl im strömenden Wasserkörper, der „Fließenden Welle“ als auch an der Sohle und am Ufer ab. Entsprechend den völlig unterschiedlichen Lebensbedingungen leben dort ganz unterschiedliche Organismengruppen, die mit entsprechenden Methoden untersucht werden.

Plankton

Phytoplankton

Die im Wasser schwebenden oder sogar frei beweglichen, mikroskopisch kleinen Pflanzen und Tiere werden als Plankton bezeichnet.

Anfang des Jahrhunderts war das Phytoplankton individuenarm und bestand aus Algen, die vom Bodensee, weiteren Zuflüssen und Altarmen in den Niederrhein gelangten. Die mikroskopisch kleinen, im Wasser schwebenden Algen gehörten im wesentlichen zu den Kieselalgen (Diatomeen) wie *Cyclotella bodanica*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Diatoma elongatum*, *Synedra acus* und

Chrysophyceen wie *Dinobryon sertularia* und vereinzelten Cryptomonaden (FRIEDRICH 1990).



Abb. 1: *Asterionella formosa*

Infolge des vermehrten Nährstoffeintrags und der längeren Verweilzeiten des Wassers in Seen und Flusstauen hat die Trophie des Rheins in der Vergangenheit deutlich zugenommen. Heute ist der Niederrhein ein planktonreicher, eutropher Fluss, in dessen fließender Welle eine kräftige Planktonvermehrung stattfindet, die oberhalb von Nordrhein-Westfalen in den Stauhaltungen des Stroms und den gestauten, planktonreichen Zuflüssen Neckar, Main und Mosel beginnt. Auf der zwei- bis dreitägigen Fließzeit in Nordrhein-Westfalen vermehrt sich das Phytoplankton weiter (Abb. 2).

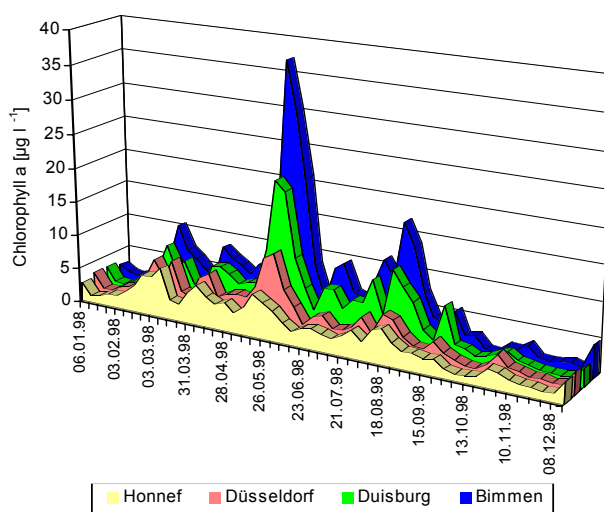


Abb. 2: Jahresgang der Chlorophyll a-Gehalte an den nordrhein-westfälischen Rheinmessstellen (1998)

Als indirekte Messgröße für die **Biomasse des Phytoplanktons** wird der grüne Farbstoff, das Chlorophyll a bestimmt. Die Entwicklung des Phytoplanktons ist wesentlich von Einstrahlung, Abfluss und Trübung abhängig (Abb. 3). Die Chlorophyll a-Gehalte steigen daher mit zunehmender Globalstrahlung im Frühjahr an. Hochwasser und schlechtes Wetter führen aufgrund von Verdünnungseffekten und ungünstigen Strahlungsverhältnissen zur Verringerung der Planktonkonzentration. In Jahren mit hohem Abfluss während der Vegetationsperiode, wie beispielsweise 1994, liegen die Planktonkonzentrationen und damit die Chlorophyll a-Gehalte deutlich niedriger als in Jahren mit geringerem Abfluss, z. B. 1991, 1992 und 1993.

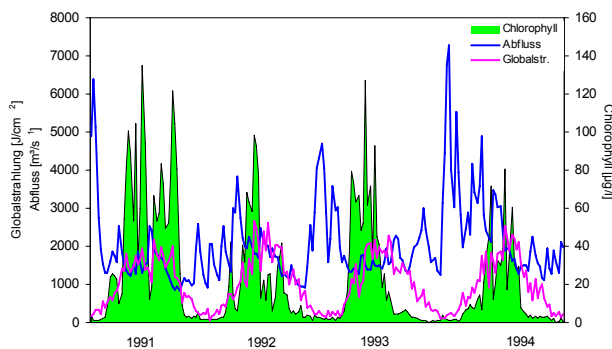


Abb. 3: Globalstrahlung (Bocholt), Abfluss (Pegel Rees) und Chlorophyll a-Gehalte an der Wasserkontrollstation Kleve-Bimmen in ausgewählten Jahren (1991 – 1994)

Die in Abbildung 4 dargestellten Jahresmittelwerte der Chlorophyll a-Gehalte weisen in den letzten 20 Jahren beträchtliche Schwankungen auf. Im Verlauf der 80er Jahre nahmen die Chlorophyll a-Gehalte zunächst deutlich ab. Diese Entwicklung verlief parallel zu den im Zuge der verbesserten Kläranlagentechnik sinkenden Nährstoffgehalten. Trotz vergleichsweise geringer Nährstoffkonzentrationen stiegen Ende der 80er Jahre die Chlorophyll a-Gehalte wieder erheblich an. Während der 90er Jahre setzte sich der abnehmende Trend der Phytoplanktonkonzentrationen fort.

Die Schwankungen der Chlorophyll a-Gehalte, sind nicht allein durch die sinkenden Gehalte des Pflanzennährstoffs Phosphat im Rhein zu erklären, denn auch während der Planktonmaxima bleiben noch genügend Phosphat und Stickstoff als Nährstoffe übrig, um weiteres Algenwachstum zuzu-

lassen. Erheblichen Einfluss auf die Planktonkonzentrationen und damit auf die Chlorophyll a-Gehalte hat vor allem das Abflussgeschehen (Abb. 4).

Inwieweit die inzwischen massenhaft vorhandenen Muscheln durch ihr Abfiltrieren des Phytoplanktons auf das Phytoplankton im Rhein wirken, kann z. Zt. noch nicht abgeschätzt werden.

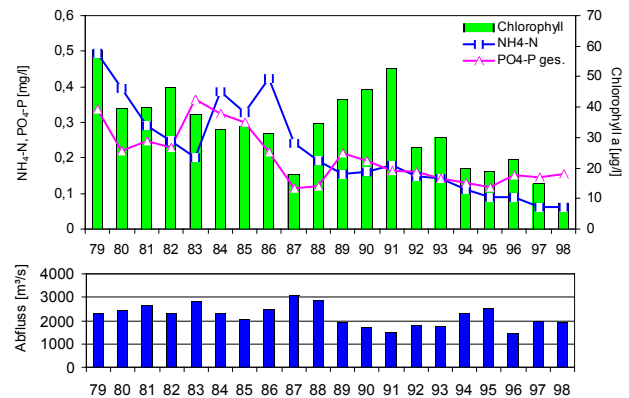


Abb. 4: Jahresmittelwerte der Chlorophyll a-Gehalte und Nährstoffkonzentrationen (Ammonium-N, Gesamtphosphat-P) und Abflussmittelwerte während der Vegetationsperiode an der Wasserkontrollstation Kleve-Bimmen in den Jahren 1979 – 1998

Während der letzten zwanzig Jahre hat sich die **quantitative Zusammensetzung** des Phytoplanktons deutlich verändert. Der Vergleich der Jahre 1979 und 1998 (Abb. 5) zeigt, dass die Zelldichte 1998 deutlich niedriger war als 1979. Das Maximum lag 1979 bei 70.000 Zellen/ml, während 1998 nur noch Zelldichten von maximal 40.000 Zellen/ml erreicht wurden.

Den stärksten Rückgang zeigen die Grünalgen, aber auch die Kieselalgen kommen heute nicht mehr in so hohen Dichten vor wie früher. Im Verlauf eines Jahres weist das Phytoplankton typische Schwankungen auf. Im Niederrhein treten im Verlauf der Vegetationsperiode zwei Maxima auf, ein Frühjahrsmaximum zwischen März und Mai und ein Sommermaximum von Juni/Juli bis Oktober. Das früher vorhandene Sommermaximum ist in den letzten Jahren nicht mehr aufgetreten. Damit geht der starke Rückgang der Grünalgen insgesamt einher, die vor allem das Sommermaximum bildeten.

Seit Mitte der 70er Jahre hat die Ermittlung der **qualitativen Zusammensetzung** des Phytoplanktons kaum Veränderungen ergeben. Die heutige Phyto-

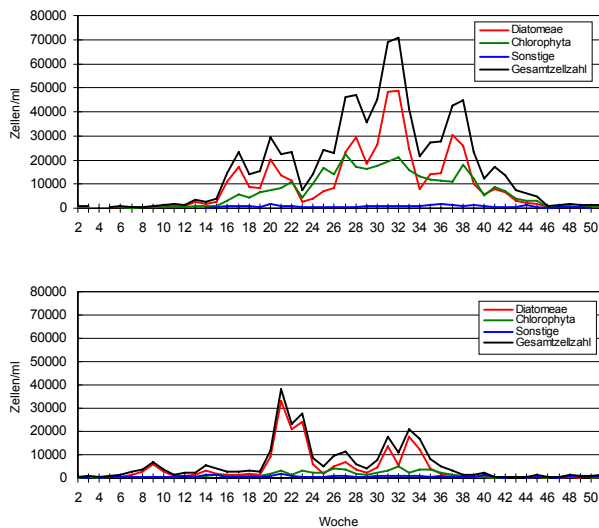


Abb. 5: Vergleich der Zusammensetzung des Phytoplanktons der Jahre 1979 (oben) und 1998 (unten)

planktonzönose unterscheidet sich jedoch erheblich von der Artenzusammensetzung vor dem 2. Weltkrieg und auch gegenüber der von starken Verunreinigungen geprägten Zeit in den Jahren danach.

Beispielhaft wird die Entwicklung im Jahr **1998** dargestellt.

Zentrische Kieselalgen (Centrales, Arten mit zylindrischen Zellen) machten den Großteil der Biomasse aus, besonders die vorwiegend als Einzelzellen lebenden Gattungen wie *Cyclotella*, *Cyclotella* und *Stephanodiscus*, aber auch die kettenbildenden *Skeletonema*-Arten. Die bereits im Februar beginnende Entwicklung des Phytoplanktons wurde durch das Hochwasser im März zunächst unterbrochen (Abb. 5). Ende Mai, nach Rückgang des Hochwassers, setzte mit der Zunahme von Vertretern der Gattungen *Cyclotella*, *Cyclotella* und *Stephanodiscus* die Vegetationsperiode des Phytoplanktons ein. Anfang Juni stieg auch die Zahl der kettenbildenden Arten *Skeletonema potamos* und *S. subsalsum* sprunghaft an (Abb. 6). Nach dem Rückgang der Zellzahlen Ende Juni trat in den Monaten August und September ein zweites überwiegend von *Cyclotella* und *Skeletonema* gebildetes Maximum auf.

Pennate Kieselalgen waren zahlenmäßig 1998 im Niederrhein nur gering vertreten, zeigten jedoch eine große Artenvielfalt. Im zeitigen Frühjahr waren *Asterionella formosa* und Zellen des *Nitzschia acicularis*-Typs vertreten, während ab August *Diatoma tenuis* in hohen Dichten vorkam.

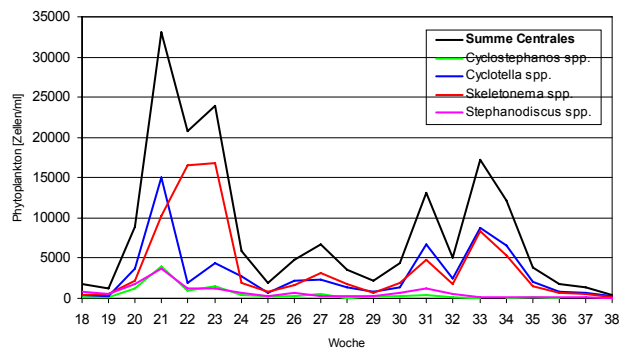


Abb. 6: Häufigkeit zentrischer Kieselalgen (1998)

Grünalgen (Chlorophyta) waren 1998 – wie auch schon in den letzten Jahren – recht individuenarm (maximal 5.000 Zellen/ml) im Niederrhein vertreten (Abb. 7). Zu den Chlorophyta gehören bewegliche Formen (Phytomonadinae) mit 1 bis 4 Geißeln und unbewegliche Zellen, deren Hauptanteil im Niederrhein die Chlorococcales stellen. Den weitaus größten Anteil an der Gruppe der begeißelten Formen stellt die Gattung *Spermatozopsis*. Die Chlorococcales sind im Rhein sehr artenreich aber mit vergleichsweise geringen Zellzahlen (maximal 2.650 Zellen/ml) vertreten. Als dominante Formen wurden im Zeitraum von April bis September die Taxa *Dictyosphaerium* spp./*Dactylosphaerium* spp., *Scenedesmus quadricauda*, *Coelastrum* spp. und *Pediastrum boryanum* festgestellt.

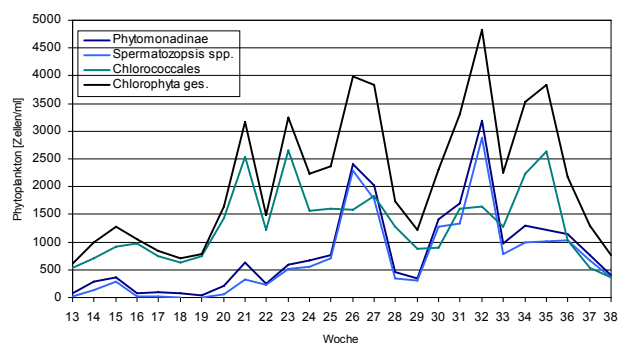


Abb. 7: Häufigkeit von Grünalgen (1998)

An **Blualgen** (Cyanophyta) wurden 1998 vor allem in der kalten Jahreszeit Zellfäden der Gattungen *Limnithrix* und *Planktothrix* sowie vereinzelt *Pseudanabaena* beobachtet, während im Sommer vorwiegend kugelige oder elliptische Zellen auftraten.

Cryptophyceae (sogenannte **Schlundflagellaten**) waren während des gesamten Jahres überwiegend durch verschiedene Arten der Gattung *Cryptomonas*

und durch kleinere Formen *Rhodomonas minuta* (mit *var. nannoplanctica*) vertreten.

In der Tabelle 1 sind die Jahresmittelwerte der Zellzahlen der wichtigsten Algenklassen für die Jahre 1979, 1989, 1994 und 1998 zusammengestellt. Zusätzlich wurden zum Vergleich die entsprechenden Messwerte für den Chlorophyll a-Gehalt und das Phytoplanktonvolumen aufgenommen. Klassen, die nur in geringen Häufigkeiten auftraten, sind in der Tabelle nicht aufgeführt (Xanthophyceae, Dinophyceae, Ulotrichales, Conjugato- und Euglenophyceae).

Für die Beurteilung der Qualität des Rheinwassers ist nicht nur die Kenntnis der Zusammensetzung und Menge der Phytoplanktons wichtig, es ist auch nötig, die physiologische Aktivität zu kennen. Dazu dient als Messgröße das **Sauerstoffproduktionspotenzial** (SPL). Es wird unter Labor-Standardbedingungen bestimmt. Solche Messungen werden seit vielen Jahren auf der NRW-Strecke des Rheins durchgeführt. Abbildung 8 zeigt den Vergleich von zwei Messjahren an den vier bzw. fünf Probestellen. (Bad Honnef, Strom-km 640; Leverkusen, Strom-km 698; Raum Düsseldorf, Strom-km 729 bzw. 732; Raum Duisburg, Strom-km 776 bzw. 792; Kleve-Bimmen, Strom-km 865).

1982 liefen von Bad Honnef bis Düsseldorf die Kurven für Chlorophyll und das von seiner Quantität und Aktivität abhängige Sauerstoffproduktionspotenzial leicht ansteigend. Der Anstieg ergab sich aus dem allmählichen Wachstum des Planktons

über die Fließzeit. Entsprechend musste sich das SPL erhöhen. Unter dem Einfluss unzureichend geklärter Abwässer trat im Raum Duisburg ein Einbruch in der Photosyntheseaktivität, dem SPL, auf. Diese toxische Hemmung ging auf der weiteren Fließstrecke, offenbar durch Festlegung der Schwermetalle im Schwebstoff, der sedimentierte und damit nicht mehr algenverfügbar war zurück. Nach Schließung der Hütte verschwand dieser toxische Effekt und die Kurven für Chlorophyll und SPL zeigen einen ungebrochen ansteigenden Verlauf.

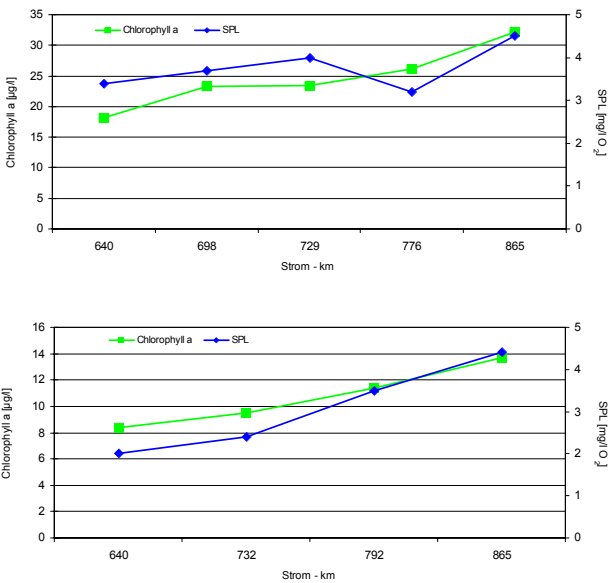


Abb. 8: Jahresmittelwerte des Sauerstoffproduktionspotenzials (SPL) und der Chlorophyll a-Gehalte im Rhein 1982 (oben) und 1999 (unten)

Tab. 1: Jahresmittelwerte der Zellzahlen der wichtigsten im Rhein vorkommenden Algenklassen, Chlorophyll a-Gehalt und Phytoplanktonvolumen der Jahre 1979, 1989, 1994 und 1998

	1979		1989		1994		1998	
	Zellzahl/ml	%	Zellzahl/ml	%	Zellzahl/ml	%	Zellzahl/ml	%
Cyanophyta	231	1,4	300	1,6	303	2,5	256	4,3
Chrysophyceae	100	0,6	286	1,5	242	2,0	57	1,0
Zentrische Diatomeae	8.871	53,3	11.630	61,1	6.868	57,6	3.956	66,6
Pennate Diatomeae	539	3,2	296	1,6	330	2,8	118	2,0
Phytomonadinae	218	1,3	206	1,1	255	2,1	450	7,6
Chlorococcales	6.497	39,0	6.000	31,5	3.614	30,3	824	13,9
Cryptophyta	167	1,0	303	1,6	249	2,1	261	4,4
Summe	16.647		19.026		11.933		5.937	
Chlorophyll a (µg/l)	41,7		29,8		14,2		6,8	
Volumen (mm³/l)	4,54		4,37		4,01		1,2	

Zooplankton

Neben dem Phytoplankton gehört auch das Zooplankton – mikroskopisch kleine Tiere, die frei im Wasser schweben oder aktiv schwimmen – der Planktonzönose des Rheins an. Im Rahmen des Aktionsprogramms Rhein wird auch das Zooplankton untersucht.

Im Rhein kommen nur wenige Arten vor. Im Niederrhein handelt es sich überwiegend um die Rädertiere (Rotatoria) der Gattungen *Keratella* und *Brachionus*. Da das Phytoplankton die Nahrungsgrundlage des Zooplanktons darstellt, tritt im Frühjahr während des Phytoplanktonmaximums ebenfalls ein Maximum der Rädertiere auf (Abb. 9). Das langsamere Wachstum der Rädertierpopulationen sowie die Einflüsse von Abfluss und Algenwachstum führen dazu, dass trotz steigender Phytoplanktondichten nicht immer auch eine Zunahme des Zooplanktons auftritt.

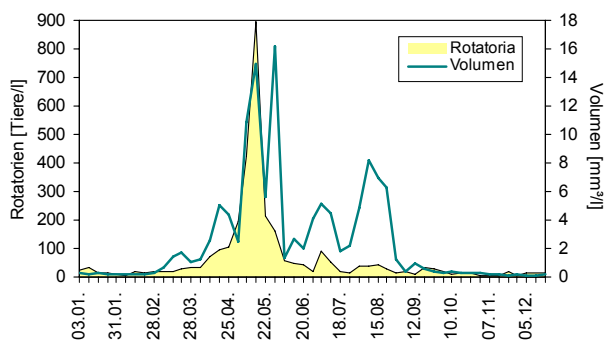


Abb. 9: Jahresgang des Phytoplanktonvolumens und der Rotatorien im Rhein bei Klee-Bimmen 1995

Kurzzeitig, vor allem im späten Frühjahr, können die Larven der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) ebenfalls im Rheinwasser schwebend angetroffen werden. Es ist eine Besonderheit, dass im Süßwasser die Larven von Muscheln eine planktische Phase durchschreiten, bevor sie sich an geeigneten Unterlagen, z. B. den Ufersteinen mit Hilfe selbst produzierter Fäden festheften und heranwachsen.

Im Gegensatz zu Seen und anderen stehende Gewässern kommen im Rhein und Flusstauen aufgrund der kurzen Verweilzeit des Wassers im System und der starken Turbulenzen des strömenden Wassers praktisch keine Wasserflöhe oder andere Kleinkrebse vor. Abbildung 10 gibt als Beispiel die Individuenzahlen der Rädertiere und

der *Dreissena*-Larven in Korrelation zum Chlorophyll und Abfluss wieder.

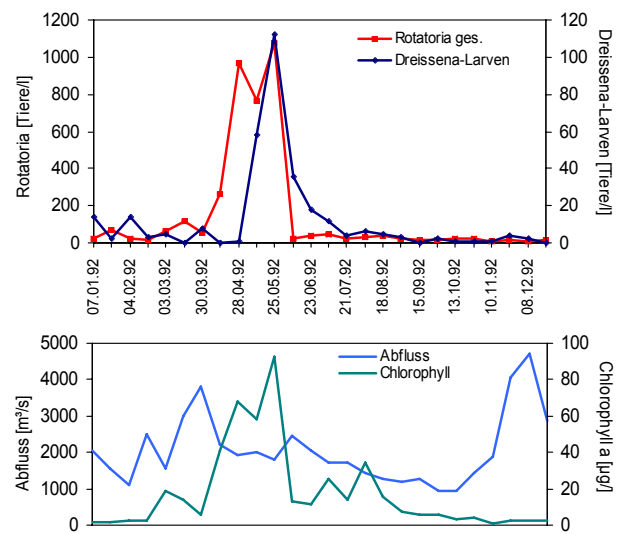


Abb. 10: Individuenzahlen der Rädertiere und der *Dreissena*-Larven in Korrelation zum Chlorophyll a-Gehalt und Abfluss

Makrozoobenthos

Die im Rhein am Ufer und der Sohle lebenden und mit dem bloßen Auge erkennbaren Tiere – das Makrozoobenthos – werden seit 1969 jährlich untersucht. Es handelt sich dabei vor allem um Schnecken, Muscheln, Krebstiere und Insektenlarven. Die Bestandsaufnahmen an über 40 Probestellen erfolgen bei Niedrig- bis Mittelwasser in den Spätsommer- bzw. Herbstmonaten. Damit bei der Bewertung vergleichbare Substratverhältnisse zugrunde liegen, werden bevorzugt die zur Ufersicherung ausgebrachten Steinschüttungen – soweit vorhanden die Bühnenköpfe – untersucht. Die im Uferbereich festgestellte Lebensgemeinschaft dient der Ermittlung der Gewässergüteklasse. Die Auswertung erfolgt auf der Grundlage des Saprobien-systems (vgl. Kap. 2.1).

Entwicklung der biologischen Gewässergüteklasse

Die in den letzten 30 Jahren durchgeführten Bestandsaufnahmen des Makrozoobenthos zeigen, dass sich die Gewässergüte des Rheins in diesem Zeitraum aufgrund von Sanierungsmaßnahmen stark verbessert und in den letzten Jahren die Güteklasse II erreicht hat. Gleichzeitig unterlag die Lebensgemeinschaft einer starken Dynamik.

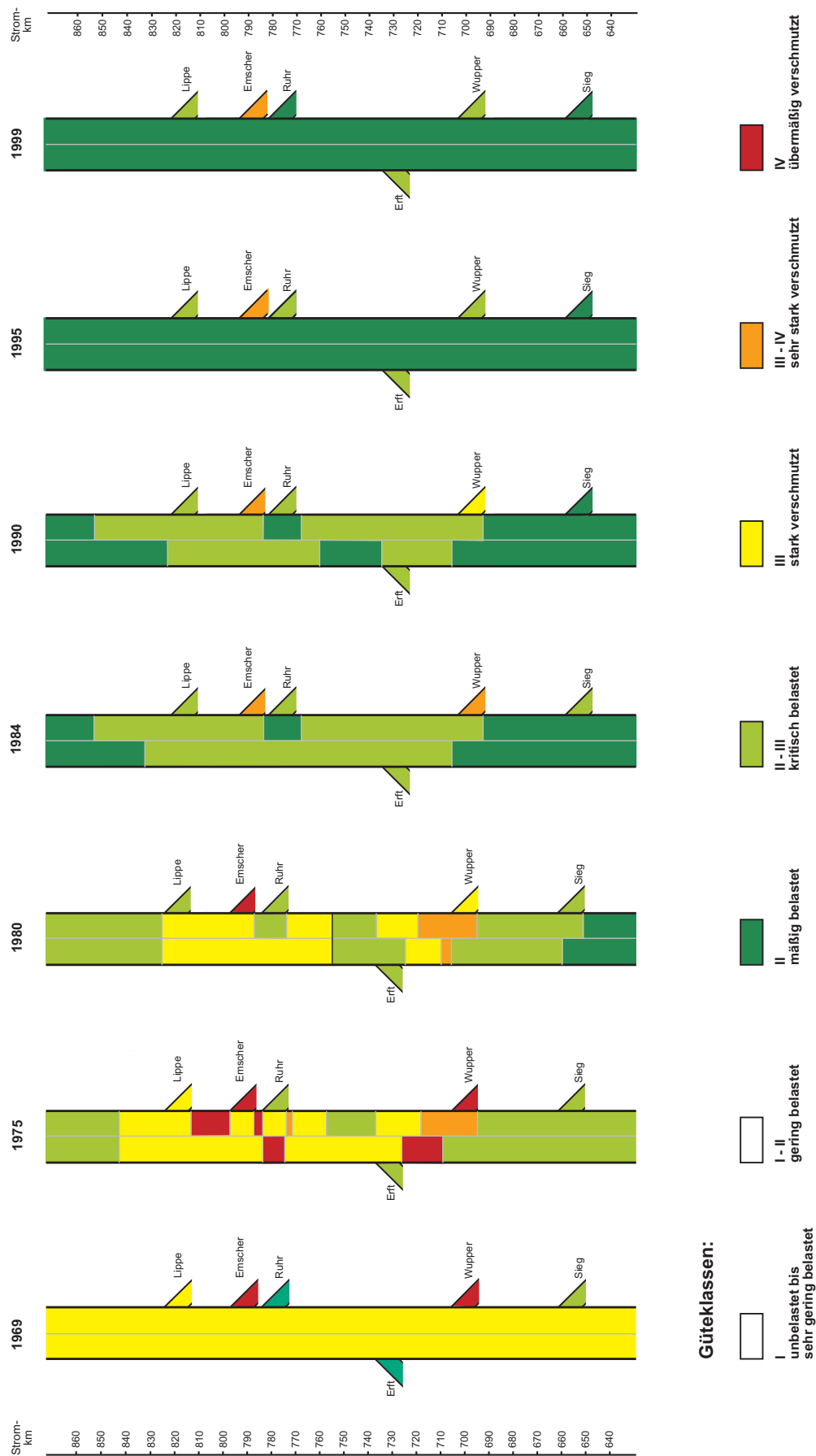


Abb. 11: Gütezustand des Rheins in Nordrhein-Westfalen auf der Grundlage biologischer Befunde im Uferbereich

1969 war der Rhein im gesamten nordrhein-westfälischen Abschnitt als stark verschmutzt in Güteklasse III einzustufen (Abb. 11). Analog zur höchsten Abwasserbelastung hatte die Besiedlung Ende der 60er und Anfang der 70er Jahre den absoluten Tiefpunkt erreicht. Die Ufer des Rheins waren damals biologisch so stark verarmt, dass auf den Steinen der Uferbefestigung nur wenige widerstandsfähige Arten gefunden werden konnten. Verödungsstrecken mit Uferbereichen an denen überhaupt keine Tiere anzutreffen waren, reichten von Dormagen/Monheim bis Düsseldorf und von Duisburg bis Emmerich.

In Abbildung 12 ist der Bestand der makroskopisch erkennbaren Organismen im Jahre 1969 dargestellt. Neben diesen Tieren des Makrozoobenthos ist auch das Vorkommen des fädigen Abwasserbakteriums *Sphaerotilus natans* und der Grünalge *Stigeoclonium tenue* erfasst, da diese stellenweise massenhaft auftraten und die einzig sichtbare, die Verschmutzung tolerierende Besiedlung darstellten. Im südlichen Bereich des nordrhein-westfälischen Rheins oberhalb von Dormagen/Monheim kam damals noch ein Restbestand von sechs Arten vor, der sich aus unempfindlichen Schnecken, Egeln, Wasserasseln, Moostierchen und Schwämmen zusammensetzte. Anspruchsvollere Arten, zu denen viele Insektenarten aber auch Strudelwürmer und Krebstiere gehören, waren nicht anzutreffen.

Bau und Betrieb einer Vielzahl von Kläranlagen am Rhein und seinen Nebenflüssen seit Mitte der 70er Jahre hat zur kontinuierlichen Verbesserung der Wasserqualität geführt, so dass 1980 kein Abschnitt des Rheins mehr in die Güteklasse IV eingeordnet werden musste. Seit 1984 taucht auch die starke Verschmutzung symbolisierende Farbe Gelb (Güteklasse III) nicht mehr in den Gewässergütekarten auf. Der Rhein ist nun in die Güteklassen II und II-III einzustufen.

1994 konnte mit der Einstufung der gesamten nordrhein-westfälischen Fließstrecke des Rheins in die Güteklasse II erstmals das in den Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen formulierte Ziel des Gewässerschutzes erfüllt werden und in den Gewässergütekarten durchgängig in Dunkelgrün (Güteklasse II) dargestellt werden. Aufgrund des starken Rückgangs an Schadstoffen und des stabilen Sauerstoffhaushaltes bietet die Wasserqualität des Rheins heute wieder die Grundlage für eine artenreiche Kleintierlebewelt aus Schwämmen, Strudelwürmern, Egeln, Moostierchen, Krebstieren, Insektenlarven, Schnecken und Muscheln. Sie stellen allerdings nur den Restbestand der ehemals, d. h. vor der Zeit starker Verschmutzung im Rhein vorhandenen Fauna dar, der den Veränderungen und heutigen Belastungen des Ökosystems gewachsen ist. Dem steht ein Zugewinn von neuen eingewanderten Tieren

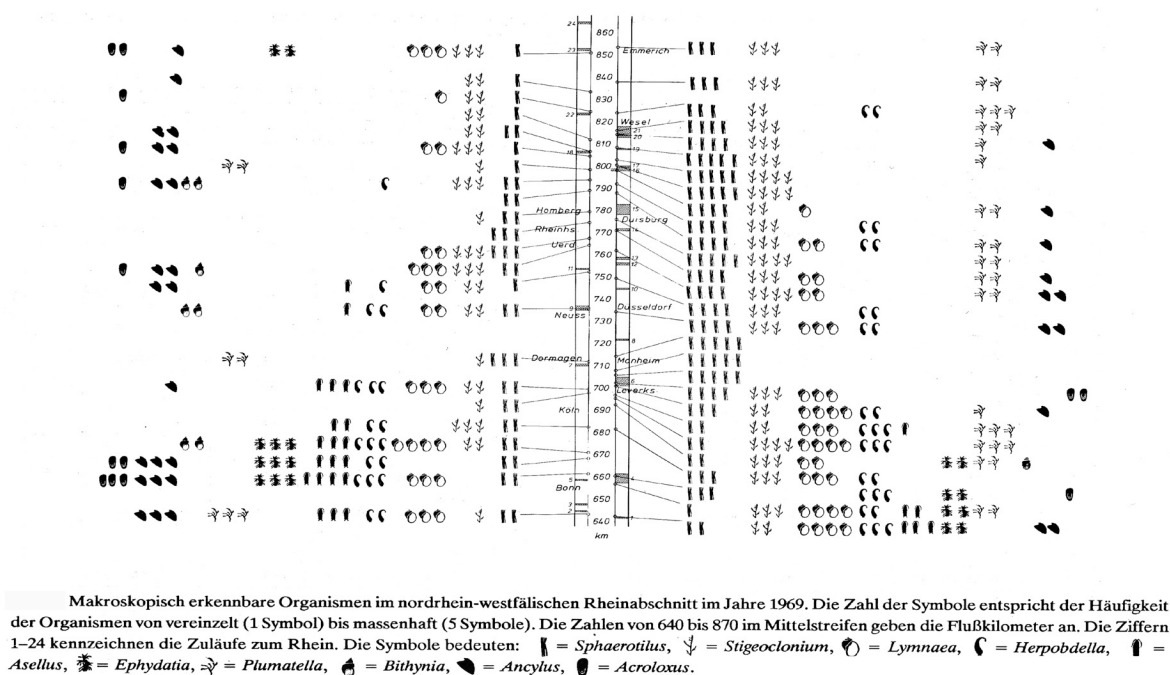


Abb. 12: Makroskopisch erkennbare Organismen im nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt im Jahre 1969 (Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz NRW, 1970)

– Neozoen – gegenüber. Dabei handelt es sich um eingewanderte, eingeschleppte oder auch ausgesetzte Arten, die freie ökologische Nischen besetzen, die früher von einheimischen Arten eingenommen wurden. Dazu gehören vor allem die Dreikantmuschel (seit 1976), Körbchenmuscheln (seit 1991) und mehrere Krebse, die sich gegenseitig ablösen. Im Zuge der Wiederbesiedlung des Rheins nach der Zeit stärkster Verarmung ist das nur wenige Jahre währende Massenaufreten einzelner Arten, z. B. Augustfliege und Schlickkrebs, zu nennen.

Sanierungsmaßnahmen und ihre Erfolge

Umfangreiche Sanierungsmaßnahmen - vor allem die Inbetriebnahme zahlreicher Kläranlagen am Rhein und seinen Nebenflüssen in und außerhalb Nordrhein-Westfalens in den 70er Jahren (Tab. 2) – haben zu einer Reduzierung des Eintrags organischer, biologisch leicht abbaubarer Substanzen und dadurch zu einer Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse geführt. Die damit verbundene erhebliche Verbesserung der Wasserqualität hatte eine deutliche Zunahme des Artenspektrums zur Folge.

Tab. 2: Inbetriebnahme von Kläranlagen an Rhein, Wupper und Emscher

Jahr	Kläranlage	Fluss
1974	KA Düsseldorf-Süd	Rhein
1976	Großkläranlage der BASF und der Städte Ludwigshafen und Frankenthal	Rhein
1976	KA Buchenhofen des Wupperverbandes	Wupper
1977	KA Rutenbeck Bayer Elberfeld	Wupper
1977	Emscher-Flusskläranlage des Emscherverbandes	Emscher
1978	KA Bayer Dormagen	Rhein
1980	Erweiterung des Gemeinschafts-Klärwerkes Leverkusen	Rhein

Insbesondere die Inbetriebnahmen der Kläranlage Düsseldorf-Süd, der Emscher-Flusskläranlage in NRW sowie der oberhalb am Strom liegenden Großkläranlagen der BASF sowie der Städte Ludwigshafen und Frankenthal führten in einigen Bereichen zu einer deutlichen Regeneration der Besiedlung. Seit 1976 traten in den Abschnitten bei Bad Honnef, Köln, Rodenkirchen, Düsseldorf, und am unteren Niederrhein bei Lüttingen und Rees

bereits 8 bis 13 Arten auf. Die Abschnitte unterhalb von Dormagen/Monheim, der Emschermündung und bei Emmerich waren dagegen nach wie vor verödet (Abb. 13).

Die Inbetriebnahme der Industriekläranlage von Bayer Dormagen im Jahre 1978 hat auch in diesem Bereich schnell eine Wiederbesiedlung der zuvor völlig verödeten Ufersubstrate zur Folge. 1980 erfolgt die Erweiterung des Gemeinschaftsklärwerkes Leverkusen, so dass sich auch der Bereich

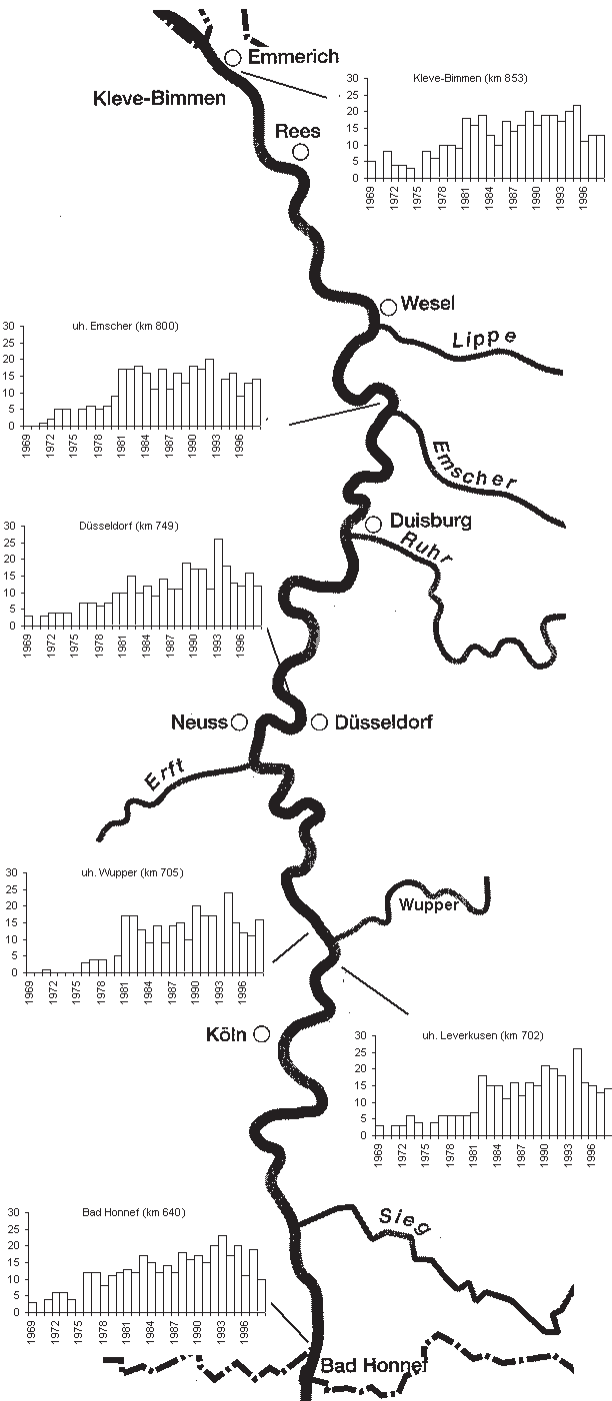


Abb. 13: Entwicklung der Artenzahlen im Rhein

TAXON	Nov 69	Mai 74	Okt 78	Sep 82	Aug 86	Aug 90	Aug 94	Aug 98
PORIFERA								
Ephydatia spp.	◆◆◆		◆◆◆◆		◆◆◆◆◆		◆◆◆	◆◆◆◆
Spongilla spp.		◆◆		◆◆◆		◆	◆◆	◆◆
HYDROZOA								
<i>Cordylophora caspia</i>								
TURBELLARIA								
Dendrocoelum lacteum	◆		◆◆	◆◆	◆◆	◆		
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>								
Dugesia lugubris			◆◆◆		◆◆	◆◆	◆	
<i>Dugesia tigrina</i>				◆◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆◆	
BRYOZOA								
Fredericella sultana							◆	◆◆
Plumatella spp.	◆◆◆	◆◆◆	◆◆◆	◆◆	◆	◆		◆◆
POLYCHAETA								
<i>Hypania invalida</i>								
HIRUDINEA								
Erpobdella octoculata	◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆	◆	◆◆	◆◆◆	◆
Glossiphonia complanata		◆	◆◆◆◆	◆◆◆	◆◆	◆	◆	
Glossiphonia heteroclita	◆							
GASTROPODA								
Acroloxus lacustris	◆◆◆	◆◆◆			◆			
Ancylus fluviatilis	◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆	◆◆◆	◆◆	◆◆◆
Bithynia tentaculata	◆◆	◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆◆	◆◆◆◆	◆
<i>Physella acuta</i>						◆		
<i>Potamopyrgos antipodarum</i>						◆		◆◆
Radix peregra	◆◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆	◆◆◆	◆◆	◆	◆	
LAMELLIBRANCHIATA								
Anodonta spp.				◆◆◆◆	◆		◆◆◆	◆◆
<i>Corbicula spp.</i>							◆◆◆◆	◆◆◆
<i>Dreissena polymorpha</i>			◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆	◆	◆◆◆	◆◆◆
Sphaerium comeum			◆◆◆		◆	◆◆		
Theodoxus spp.						◆	◆◆	
Unio spp.				◆◆	◆	◆◆	◆◆◆	◆◆
EPHEMEROPTERA								
Ephoron virgo						◆	◆◆	
Heptagenia sulphurea							◆	
CRUSTACEA								
<i>Atyaephyra desmaresti</i>								
Asellus aquaticus	◆◆◆◆	◆◆◆	◆◆◆	◆	◆			
<i>Chaetogammarus ischnus</i>							◆◆◆◆	◆◆
<i>Corophium curvispinum</i>						◆◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆◆
<i>Dikerogammarus villosus</i>								
Gammarus pulex			◆◆	◆◆◆	◆◆◆	◆◆◆		
<i>Gammarus tigrinus</i>						◆◆◆	◆	
<i>Jaera istri</i>								◆◆◆◆
TRICHOPTERA								
Ceraclea dissimilis					◆◆◆	◆◆	◆	◆
Ecnomus tenellus						◆	◆	
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>							◆	
Hydropsyche contubernalis	◆		◆◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆◆	◆	◆
Psychomya pusilla							◆◆	◆◆◆◆
Tinodes waeneri						◆◆	◆◆	
DIPTERA								
Rheotanytarsus				◆◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆	◆◆

Tab. 3:
Vorkommen und
Häufigkeit des
Makrozo-
benthos im
Bereich von Bad
Honnef bis Köln

Häufigkeiten von 1 ◆ bis 5 ◆◆◆◆◆

◆ Neozoen

Tab. 4:
Vorkommen und
Häufigkeit des
Makrozoo-
benthos im
Bereich von
Wesel bis
Kleve-Bimmen

TAXON	Nov 69	Mai 74	Okt 78	Sep 82	Aug 86	Aug 90	Aug 94	Aug 98
PORIFERA								
Ephydatia spp.			◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆		◆◆◆◆
Spongilla spp.			◆◆	◆◆◆◆		◆◆	◆◆◆◆	
HYDROZOA								
<i>Cordylophora caspia</i>								◆◆
TURBELLARIA								
Dendrocoelum lacteum					◆◆	◆		
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>								◆
Dugesia lugubris			◆	◆◆◆	◆◆	◆◆	◆◆	
<i>Dugesia tigrina</i>				◆◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆◆		
BRYOZOA			◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆		
Fredericella sultana				◆				
Plumatella spp.	◆◆◆						◆	◆◆◆
POLYCHAETA								
<i>Hypania invalida</i>								◆◆
HIRUDINEA								
Erpobdella octoculata	◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆	◆◆	◆◆◆	◆	◆	◆
Glossiphonia complanata		◆◆	◆◆	◆◆				
Glossiphonia heteroclita		◆◆◆◆						
GASTROPODA								
Acroloxus lacustris		◆◆	◆	◆	◆◆			
Ancylus fluviatilis	◆	◆◆◆◆	◆◆◆	◆◆	◆◆◆		◆◆	◆◆◆◆
Bithynia tentaculata		◆◆	◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆	◆◆◆◆	◆
<i>Physella acuta</i>	◆	◆◆	◆◆	◆				
<i>Potamopyrgos antipodarum</i>								◆
Radix peregra		◆◆◆◆	◆◆◆	◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆	◆	
LAMELLIBRANCHIATA								
Anodonta spp.							◆◆◆◆	
<i>Corbicula spp.</i>							◆◆◆◆	◆◆
<i>Dreissena polymorpha</i>			◆	◆◆◆◆◆	◆◆◆◆◆	◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆◆◆
Sphaerium comeum					◆	◆		
Unio spp.							◆◆◆	◆◆
EPHEMEROPTERA								
Ephoron virgo							◆	
Heptagenia sulphurea								
CRUSTACEA								
<i>Atyephyra desmaresti</i>					◆◆◆◆			
Asellus aquaticus		◆	◆◆◆	◆◆◆	◆	◆		
<i>Chaetogammarus ischnus</i>						◆	◆◆◆	◆◆
<i>Corophium curvispinum</i>						◆◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆◆◆
<i>Dikerogammarus villosus</i>							◆	◆◆◆◆
Gammarus pulex				◆	◆◆◆◆	◆		
<i>Gammarus tigrinus</i>						◆◆◆◆	◆◆◆	
<i>Jaera istri</i>								◆◆◆◆◆
TRICHOPTERA								
Ceraclea dissimilis					◆	◆◆	◆	◆
Ecnomus tenellus						◆◆	◆	
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>								◆
<i>Hydropsyche contubernalis</i>			◆◆	◆◆	◆◆◆◆	◆	◆◆◆	◆
Psychomyia pusilla								◆◆◆
Tinodes waeneri								
DIPTERA								
Rheotanytarsus spp.				◆◆◆◆◆	◆◆◆◆	◆◆	◆◆	◆◆◆◆

Häufigkeiten von 1 ◆ bis 5 ◆◆◆◆◆

◆ Neozoen

unterhalb von Leverkusen in den folgenden Jahren weiter erholen konnte. Der erste sprunghafte Anstieg der Artenzahlen war hier 1982 zu beobachten.

Auswirkungen auf die Besiedlung des Rheins haben auch die Inbetriebnahmen der Kläranlage Buchenhofen des Wupperverbandes (1976) und der Kläranlage Rutenbeck der Bayer AG (1977) an der Wupper. War der Bereich unterhalb der Wuppermündung 1974 noch völlig unbesiedelt, so erfolgt seit 1976 allmählich, zunächst durch Schnecken und Egel, die Wiederbesiedlung dieses Abschnittes. 1981 stieg die Anzahl der Arten sprunghaft an und es kommen Insektenlarven, Strudelwürmer, Muscheln und Krebstiere hinzu.

Nach der deutlichen Zunahme der Artenzahlen Ende der 70er und Anfang der 80er Jahre schwankt die Zahl der vorgefundenen Arten in den folgenden Jahren mehr oder weniger stark zwischen 10 und 26. Ursache hierfür sind, neben Schwankungen in der Belastung des Rheins, natürliche Populationschwankungen und teilweise sicher auch ständig erhöhte Wasserstände, die die vollständige Bestandaufnahme erschwerten. Stets gehören die Egel und Schnecken, meist auch die Wasserasseln zu den ersten Besiedlern der zuvor stark verarmten oder verödeten Bereiche. Oft erst einige Jahre später, wenn sich die Bedingungen weiter verbes-

sert haben, folgen Insektenlarven, Strudelwürmer und Flohkrebse. Seit einigen Jahren kann der Spaziergänger am Ufer auch wieder Muschelschalen der Großmuscheln *Unio* sp. und *Anodonta* sp. finden, die Sand- und Schlammflächen der Buhnenfelder besiedeln. Im Zuge dieser Wiederbesiedlung des Rheins spielten neben einheimischen Gewässerorganismen Neozoen eine wichtige Rolle (Tab. 3+4).

Neozoen

Neozoen sind Tierarten, die aus anderen Regionen der Erde zugewandert oder eingebracht worden sind. Wanderbewegungen von Organismen gab es in der Erdgeschichte zwar schon immer, doch haben sie sich jeweils immer über sehr lange Zeiträume erstreckt. Als Neozoen werden Arten bezeichnet, deren Verbreitung durch die Tätigkeit des Menschen wesentlich gefördert oder erst ermöglicht wurde. Sie erfolgt meist in kurzen Zeiträumen von wenigen Jahren oder Jahrzehnten. Die Zuwanderung erfolgt vor allem über die von Menschen geschaffenen Transportwege und Transportmöglichkeiten. In unseren Gewässern spielen die Schifffahrtskanäle als Ausbreitungspfade eine entscheidende Rolle, da sie Fließgewässersysteme, die bereits von Natur aus ideale Wanderwege darstellen, verbinden.

Tab. 5: Vorkommen und Herkunft der häufigsten Neozoen im Rhein und in den Westdeutschen Schifffahrtskanälen

Art	Rhein	Schifffahrtskanäle	Heimat
<i>Cordylophora caspia</i> – Keulenpolyp	+	+	Schwarzmeergebiet
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i> – Plattwurm	+		Schwarzmeergebiet
<i>Dugesia tigrina</i> – Gefleckter Strudelwurm	+	+	Nordamerika
<i>Hypania invalida</i> – Ringelwurm	+		Schwarzmeergebiet
<i>Athyaephyra desmaresti</i> – Süßwassergarnele	+	+	Mittelmeerraum
<i>Eriocheir sinensis</i> – Wollhandkrabbe	+		Ostasien
<i>Orconectes limosus</i> – Amerikanischer Flusskrebs	+	+	Nordamerika
<i>Corophium curvispinum</i> – Schlickkrebse	+	+	Schwarzmeergebiet
<i>Chaetogammarus ischnus</i> – Kleinkrebs	+	+	Schwarzmeergebiet
<i>Dikergammarus villosus</i> – Kleinkrebs	+		Schwarzmeergebiet
<i>Gammarus tigrinus</i> – Getigelter Flohkrebse	+	+	Nordamerika
<i>Jaera istri</i> – Assel	*	+	Schwarzmeergebiet
<i>Physella acuta</i> – Spitze Blasenschnecke	+	+	Mittelmeerraum
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> – Neuseeländische Turmdeckelschnecke	+		Australische Region
<i>Corbicula fluminalis</i> – Körbchenmuschel	+	+	Ostasien
<i>Corbicula fluminea</i> – Körbchenmuschel	+	+	Ostasien
<i>Dreissena polymorpha</i> – Wandermuschel	+	+	Schwarzmeergebiet

Durch den Schiffsverkehr ist durch Anheften an den Schiffskörper oder den Transport mit dem Ballastwasser die Überwindung großer Distanzen möglich. Neozoen treten daher vor allem in schiffbaren Gewässern auf. Der Mensch sorgt aber auch durch das direkte Aussetzen von Tieren für die Verbreitung neuer Arten.

Im Rhein kommen heute Arten aus vielen Regionen der Erde vor. Die Herkunftsgebiete reichen vom Mittelmeerraum über den Schwarzeerraum bis nach Ostasien, Nordamerika und Australien (Tab. 5). Bei den Zuwanderern handelt es sich z. T. um Arten, die gegen Versalzung und Erwärmung unempfindlich sind. Andere ernähren sich als Filtrierer und finden in unseren eutrophierten Gewässern ein reichhaltiges Nahrungsangebot. Diese Eigenschaften bieten den Neulingen einen erheblichen Konkurrenzvorteil gegenüber empfindlicheren, einheimischen Arten, der es ihnen ermöglicht freie ökologische Nischen zu besetzen oder andere Arten zurückzudrängen.

Wichtige Aussagen über den Zustand eines Ökosystems liefert nicht nur die Zusammensetzung des Artspektrums sondern auch der Aufbau der Lebensgemeinschaft aus Organismen mit speziellen ökologischen Ansprüchen oder Funktionen, wie z. B. die Dominanz bestimmter Ernährungstypen. Die Auswertung nach Ernährungstypen für das Makrozoobenthos im Rhein zeigt, dass heute die Filtrierer (z. B. Muscheln), dem reichen Plankton- und Schwebstoffangebot entsprechend, die dominierende Rolle spielen. Daneben finden auch Weidegänger im Algenaufwuchs ihr reichhaltiges Nahrungsangebot (Abb. 14). Der hohe Anteil an Filtrierern wird großenteils von Neozoen gestellt, die

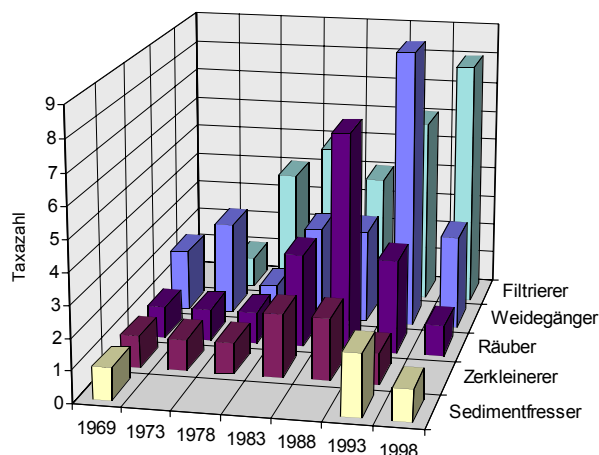


Abb. 14: Ernährungstypenverteilung des Makrozoobenthos im Rhein (Bad Honnef)

diese wichtige ökologische Funktion im Rhein übernommen haben, zumal die einheimischen Großmuscheln lange Zeit fehlten oder unbedeutende Populationen bildeten.

Die Einwanderung und Einschleppung neuer Arten wird teilweise mit Besorgnis beobachtet, da die Auswirkungen auf die komplexen Zusammenhänge in einem Ökosystem kaum vorhersehbar sind. Positiv wird die Einwanderung von Arten gesehen, die freie ökologische Nischen besetzen oder als Nahrung für heimische Arten dienen. Mögliche negative Auswirkungen werden gesehen, wenn die neuen Arten in Konkurrenz zu einheimischen Arten treten, Massenentwicklungen zeigen, Krankheiten einschleppen oder als Parasiten die heimischen Arten schädigen.

Im folgenden soll auf das Vorkommen und die Herkunft der häufigsten wirbellosen Kleintierarten unter den Neozoen des nordrhein-westfälischen Rheins eingegangen werden. Hier sind vor allem Vertreter aus der Gruppe der Muscheln, Schnecken und Krebstiere zu nennen.

Die erste fremdländische Art, die mit der Verbesserung der Wasserqualität seit 1976 wieder im Rhein heimisch wurde, war die Wandermuschel *Dreissena polymorpha*. Wegen ihrer Streifung wird sie auch Zebrauschel oder aufgrund ihrer dreieckigen Form Dreiecksmuschel genannt. Die schon vor den letzten Eiszeiten in Mitteleuropa heimische Art, wurde durch die Eiszeiten verdrängt und wanderte erst im 19. und 20. Jahrhundert aus dem Schwarzeerraum über die Schifffahrtskanäle wieder ein. *Dreissena* wird 3 bis 4 cm groß und heftet sich an Hartsubstrate wie z. B. die Steinblöcke der Buhnen oder der Uferbefestigung an und ernährt sich, indem sie organische Schwebstoffe z. B. Planktonalgen aus dem Wasser filtriert. In Nordrhein-Westfalen kam es seit Mitte der 80er Jahre zu einer starken Vermehrung der Dreikantmuschel. In den folgenden Jahren gingen die Bestandsdichten jedoch wieder zurück. In den trockenen Sommern Anfang der 90er Jahre starben auf den trockengefallenen Ufern große Bestände der dort festsitzenden Muscheln ab. Etwa zur gleichen Zeit trat eine weitere neue Art, der Kleinkrebs *Corophium curvispinum*, auf, der erfolgreich mit der Wandermuschel konkurrierte. Durch sein massenhaftes Auftreten schränkte er die Siedlungsflächen der Wandermuschel stark ein (Abb. 15).

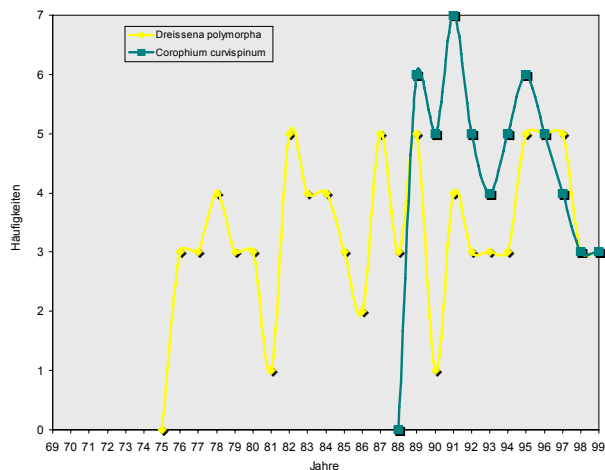


Abb. 15: Vorkommen von *Dreissena polymorpha* und *Corophium curvispinum* im Rhein im Bereich Wesel bis Kleve-Bimmen

Der Schlickkrebs *Corophium curvispinum* kommt seit 1988 im nordrhein-westfälischen Rhein vor. Aus dem Schwarzmeergebiet hat er sich über die Wolga, den Dnjepr, die Donau und die Schifffahrtskanäle bis in den Rhein verbreitet. *Corophium*, der sich von mikroskopisch kleinen Algen und Schwebstoffpartikeln ernährt, findet im Rhein günstige Ernährungsbedingungen. Aus diesem Grund und aufgrund fehlender Konkurrenz konnte er sich massenhaft vermehren. Große Teile der Steine sind mit einem dichten Filz der zylindrischen Wohnröhren von *Corophium* überzogen. Damit stellt er gegenüber anderen Besiedlern steiniger Substrate – wie z. B. *Dreissena polymorpha* – einen erheblichen Konkurrenzfaktor dar. Nach dem Rückgang des Schlickkrebses seit Anfang der 90er Jahre erholten sich die *Dreissena*-Bestände wieder.

Zwei weitere zu den Muscheln gehörende Arten sind die aus Ostasien stammenden Körbchenmuscheln *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis*. Sie wurden zunächst nach Nordamerika eingeschleppt und von dort mit dem Ballastwasser der Schiffe unwissentlich nach Europa transportiert. In Nordrhein-Westfalen wurden sie erstmals 1990 nachgewiesen und haben sich seither stark vermehrt. Die 2,6 cm großen Muscheln leben vor allem in feinem Kies und sind im Uferbereich des gesamten Niederrheins verbreitet. Inzwischen sind bei Niedrigwasser die Ufer des Rheins dicht mit leeren Schalen der Muscheln bedeckt.

Der von der amerikanischen Ostküste stammende Getigerte Flohkrebs *Gammarus tigrinus* (Abb. 16) hat seinen Namen von der tigerähnlichen Streifung.

1931 wurde er erstmalig in England entdeckt. Wegen seiner hohen Salzverträglichkeit wurde er 1957 in der stark versalzenen und daher biologisch verödeten Werra ausgesetzt, um die verschwundenen einheimischen Arten zu ersetzen. Seither hat er sich stark ausgebreitet und ist über die Weser weitergewandert. Im nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt wurde er 1982 erstmals nachgewiesen, wo er zeitweise die dominierende Flohkrebsart war. Die Bestände sind inzwischen aber durch andere Flohkrebsarten völlig verdrängt.



Abb. 16: *Gammarus tigrinus*

In den letzten Jahren haben sich zwei weitere aus dem Schwarzmeerraum stammende Flohkrebsarten im Rhein ausgebreitet. *Chaetogammarus ischnus* wurde zuerst in den Schifffahrtskanälen entdeckt und wird seit 1988 auch im Rhein nachgewiesen. *Dikerogammarus villosus* ist aus der Donau über den Main-Donau-Kanal in den Rhein gelangt und trat 1994 erstmals im unteren Niederrhein auf. Beide Arten gehören mittlerweile zu den dominierenden Flohkrebsarten im Niederrhein, *Corophium* ist stark zurückgedrängt.

Anfang des Jahrhunderts wurde die aus Ostasien stammende Wollhandkrabbe *Eriocheir sinensis* in die Elbe eingeschleppt, von wo aus sie sich weiter verbreitet hat. Ihre leeren Panzer findet man regelmäßig im Uferbereich des Rheins.

Eine weitere Krebsart, die den gesamten Niederrhein besiedelt, ist der Amerikanische Flusskrebs *Orconectes limosus*. 1890 wurde er in Europa ausgesetzt, da er im Gegensatz zu der heimischen damals fast ausgerotteten Flusskrebsart *Astacus astacus* gegen die Krebspest immun ist. Vor allem im unteren Niederrheinabschnitt – ab Wesel – kommt die aus dem Mittelmeergebiet stammende Garnelenart *Atyaephyra desmaresti* vor.

Eine eher untergeordnete Rolle spielen zwei eingewanderte Schneckenarten, die Spitze Blasen-schnecke *Physella acuta* und die Neuseeländische Turmdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum*. *Physella acuta* stammt aus dem Mittelmeerraum und ist relativ unempfindlich gegen Verschmutzung, weshalb sie auch schon 1972 in dem damals noch extrem belasteten Rhein existieren konnte. *Potamopyrgus antipodarum* ist in der australischen Region beheimatet, besiedelt aber inzwischen weite Teile Europas. Im nordrhein-westfälischen Rhein wird sie seit 1982 gefunden.

1996 ist ein weiterer neuer Bewohner des Rheins hinzugekommen. Aus dem Donaugebiet ist die Assel *Jaera istri* über den Main-Donau-Kanal zunächst in den Main und von dort in den Rhein gelangt. Kam *Jaera istri* 1996 nur an wenigen Stellen des nordrhein-westfälischen Rheinabschnittes vor, so gehörte sie bereits 1997 an vielen Stellen zu den dominanten Arten (Tab. 3 + 4).

Der Main-Donau-Kanal war auch Wanderweg für den zu den Ringelwürmern gehörenden Polychaeten *Hypania invalida* und den Strudelwurm *Dendrocoelum romanodanubiale* in den Rhein. *Hypania invalida* wurde 1996, *Dendrocoelum romanodanubiale* 1998 erstmals im nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt nachgewiesen.

Zusammenfassung und Ausblick

Der Rhein hat sich von einem biologisch verödeten bzw. stark verarmten Gewässer Anfang der 70er Jahre durch umfangreiche Sanierungsmaßnahmen wieder zu einem lebendigen Fluss entwickelt und entspricht heute der Gewässergüteklasse II. Im Zuge der Wiederbesiedlung zeigte die Lebensgemeinschaft der tierischen Kleinlebewesen eine starke Dynamik. Dabei traten neben einheimischen Arten auch Vertreter aus anderen Teilen der Erde, die Neozoen, auf.

Die Neulinge im Rhein haben inzwischen einen hohen Anteil an der Biozönose erreicht. Die Voraussetzungen für die hohe Zuwanderungsrate und die starke Vermehrung von Neozoen hat der Mensch geschaffen, indem er die Ausbreitungsmöglichkeiten schuf und die Lebensräume so veränderte, dass sie für die neuen Arten Konkurrenzvorteile boten. Ihr oft massenhaftes Vorkommen ließ befürchten, dass einheimische Arten durch sie verdrängt werden. In der Regel regulieren sich diese

Entwicklungen jedoch im Lauf der Zeit, wie es beispielsweise bei der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* und dem Schlickkrebs *Corophium curvispinum* bereits beobachtet werden konnte. Bisher ist noch keine einheimische Art durch Neozoen in ihrem Bestand gefährdet. Die Fauna des Rheins wird sich auch weiterhin verändern. Neue Arten werden hinzukommen, während andere Arten an Bedeutung verlieren werden.

Der weiteren Entwicklung sind allerdings durch die mit der intensiven Nutzung des Rheins einhergehenden Kanalisierung des Flusslaufes und die durchgehende Uferbefestigung Grenzen gesetzt. Der Ausbau des Flusses zur Schifffahrtsstraße hat zu einer starken Uniformität des Lebensraumbereiches geführt, wodurch die Artenvielfalt begrenzt wird. Viele Arten sind auf das Vorhandensein bestimmter Uferstrukturen angewiesen oder benötigen Auenbereiche mit Altgewässern, Röhrichten und Gehölzen. Die Entwicklung der Lebensgemeinschaft des Rheins ist daher in den kommenden Jahren neben einer weiteren Verbesserung der Wasserqualität ganz entscheidend von der Entwicklung der Strukturvielfalt im Ufer- und Auenbereich abhängig, um Lebensräume für weitere Arten zu schaffen. Hier beginnt die Gratwanderung zwischen den Ansprüchen des Ökosystems und den Ansprüchen des Menschen, so dass die Möglichkeiten einer Verbesserung der Lebensraumstrukturen begrenzt bleiben werden.

Literatur

- FRIEDRICH, G. (1990): Das Plankton des Rheins als Indikator. In: KINZELBACH, R. & G. FRIEDRICH (Hrsg.): Biologie des Rheins. Limnologie aktuell, Bd. 1, S. 181-190, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- NIPPES, K.-R. (1993): Einzugsgebiet und Abflußregime. in: BUCK, W. et al.: Der Rhein unter Einwirkung des Menschen - Ausbau, Schifffahrt, Wasserwirtschaft. Bericht Nr. 11 der Internationalen Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes (KHR).
- SCHILLER, W. (1990): Die Entwicklung der Makrozoobenthonbesiedlung des Rheins in Nordrhein-Westfalen im Zeitraum 1969-1987. In: KINZELBACH, R. & G. FRIEDRICH (Hrsg.): Biologie des Rheins. Limnologie aktuell, Bd. 1, S. 259-275, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- STIELER, K., H. WACHENHUSEN & F. W. HACKLÄNDER (1875): Rheinfahrt - Von den Quellen des Rheins bis zum Meere. Reprint 1978, Curt R. Vincentz Verlag, Hannover, 428 S.
- TITTIZER, T., F. SCHÖLL & M. SCHLEUTER (1990): Beitrag zur Struktur und Entwicklungsdynamik der Benthalfauna des Rheins von Basel bis Düsseldorf in den Jahren 1986 und 1987. In: KINZELBACH, R. & G. FRIEDRICH (Hrsg.): Biologie des Rheins. Limnologie aktuell, Bd. 1, S. 181-190, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

3.2.1.2 Sanierung und Restaurierung von Altgewässern am Unteren Niederrhein

– Auswirkungen auf Gewässerbeschaffenheit und Trophie

Martin Brühne (Naturschutzzentrum im Kreis Kleve) & Dr. Karl-Heinz Christmann (LUA)

Einleitung

Altgewässer sind prägende Elemente der nieder-rheinischen Auen. Sie bereichern die vielerorts ausgeräumte Landschaft, bieten vielen bedrohten Pflanzen- und Tierarten Lebensraum und zeichnen sich durch eine hohe Artenvielfalt aus. Infolge des Gewässerausbaus können am Rhein heute keine neuen Altgewässer mehr entstehen. Die verbliebenen unterliegen einer raschen Verlandung, die durch anthropogene Einflüsse, insbesondere die landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes, noch beschleunigt wird. Langfristig werden sie daher aus unserer Landschaft verschwinden, wenn nicht erhebliche Anstrengungen unternommen werden, diesen „aussterbenden Gewässertyp“ zu erhalten.

Lage und Beschreibung

Der Bienener Altrhein liegt am Unteren Niederrhein im Kreis Kleve rechtsrheinisch in den Gemeinden Rees und Emmerich. Er bildet mit der südlich anschließenden „Rosau“, sowie dem im Deichhinterland liegenden Millinger- und Hurler Meer gemeinsam den Kern des NSG „Bienener Altrhein, Millinger Meer und Hurler Meer“ (Abb. 3). Das NSG umfasst eine Fläche von 650 ha. Innerhalb der rezenten Aue zwischen den Banndeichen befindet sich neben dem Bienener Altrhein auch noch der Grietherorter Altrhein, der erst 1819 zum Altarm wurde, als mit der



Abb. 1: Am Bienener Altrhein und der „Rosau“ hat die Seekanne (*Nymphaea peltata*) nach einer bestandskritischen Phase Ende der 80er Jahre nun wieder ihr größtes Vorkommen in Nordrhein-Westfalen und wohl eines der größten in Deutschland.

Erstellung des Griether Kanals die Rheinschlinge bei Grieth durchstochen wurde. Die Rheinaue zwischen den Banndeichen ist an dieser Stelle 4 km breit.

Wie in Abbildung 2 ersichtlich liegen die Altwässer gegenüber dem Rheinstrom terrassenartig überhöht. Da die Sohlenerosion des Rheins auch an dieser Stelle immer weiter fortschreitet, muss in den nächsten Jahrzehnten mit einer zunehmenden Entkoppelung zwischen dem Rhein und seiner Aue gerechnet werden.

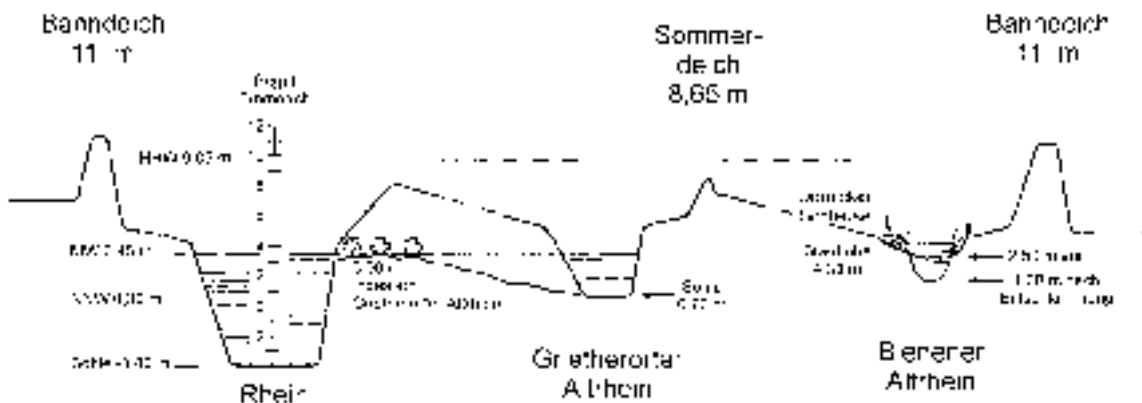


Abb. 2: Querschnitt durch die rezente Rheinaue zwischen den Banndeichen bei Rees

(ÖKOLOGISCHE STATION REES 1995).

Die Höhenangaben orientieren sich am Pegel Emmerich, dessen Nullpunkt bei 8,03 m ü NN liegt.

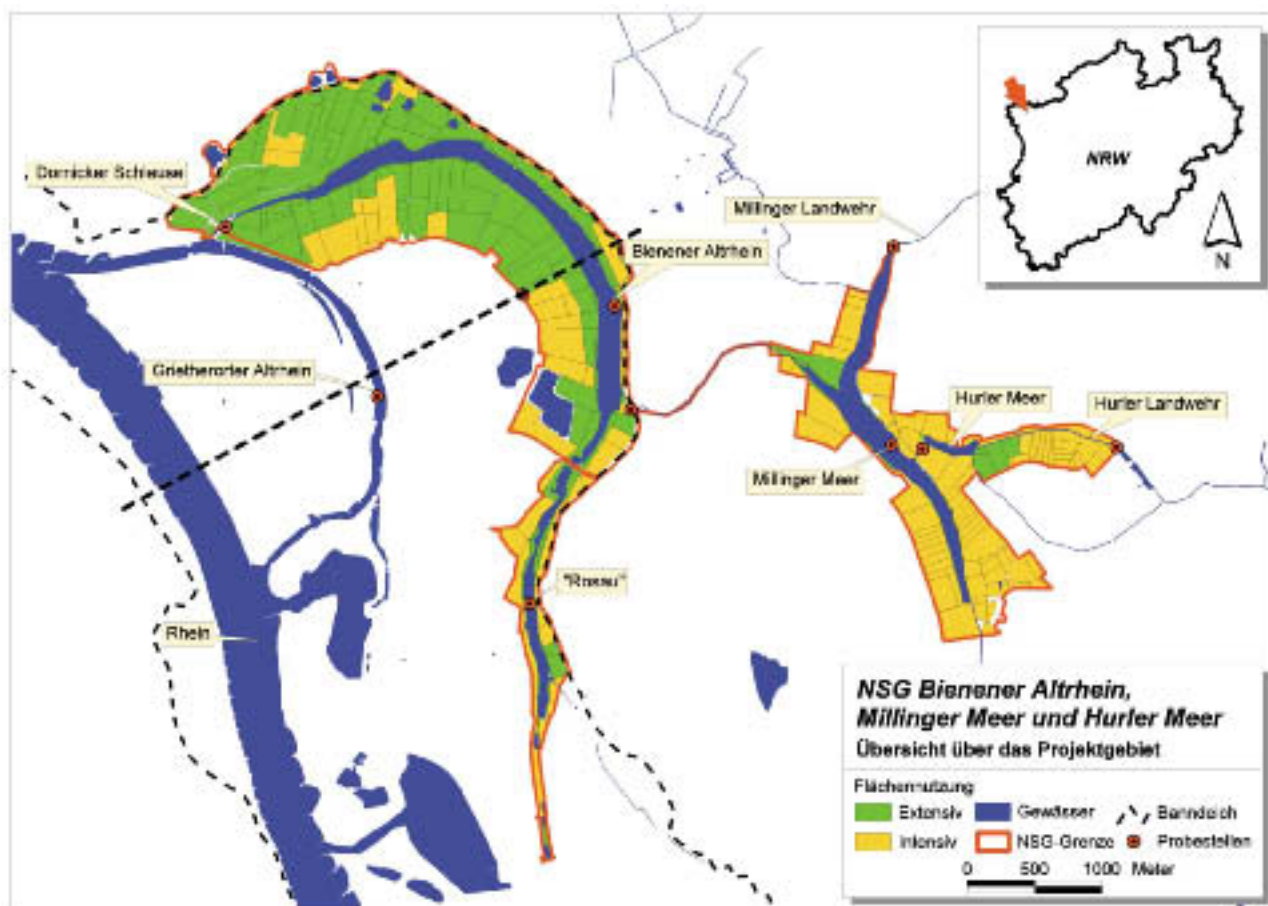


Abb. 3: Übersicht über das Projektgebiet mit Darstellung der Flächennutzung im NSG „Bienener Altrhein, Millinger Meer und Hurler Meer“ und der Lage der Probestellen.
(Die gestrichelte Linie deutet die Lage des Querschnitts an, der in Abb. 2 dargestellt ist.)

Bei zunehmend niedrigeren Rheinwasserständen in den Sommermonaten, wie langfristige Prognosen erwarten lassen, wird sich die Grundwassersituation in den Rheinauen weiterhin verschlechtern.

Der **Bienener Altrhein** entstand aus einer Fluss-schlinge, deren Abtrennung vom Rheinstrom bereits vor 500 Jahren begann. Heute steht der Altrhein nur noch bei Hochwasser mit dem Hauptstrom in Verbindung. Er zählt daher typologisch zu den Altwässern (DVWK 1991), die nur eine temporäre

Anbindung haben und von der Auendynamik weitgehend abgekoppelt sind. Er besitzt einen Zufluss vom Millinger Meer über den Bienener Schleusen-graben und einen Abfluss über die Dornicker Schleuse in den Grietherorter Altrhein und darüber zum Rhein. Der Bienener Altrhein hat in der Regel keinen Kontakt zum Grundwasser. Nur bei hohen Grundwasserständen im Winter kann es an einer Stelle zu einem Grundwasserzustrom kommen. Wegen seiner überragenden Bedeutung als Re-fugium für bedrohte Pflanzen- und Tierarten

Tab. 1:
Ausgewählte morpho-metrische Kenngrößen der Gewässer

	Bienener Altrhein	Millinger Meer	Rosau	Grietherorter Altrhein (südl. Bereich)
max. Länge (m)	4.700	3.000	1.900	3.400
max. Breite (m)	180	220	90	90
Fläche (ha)	53,6	33,2	11,3	37,4
max. Tiefe bei MW (m)	2,7	4	–	2,5
mittl. Tiefe bei MW (m)	1	1,9	–	–
Volumen (m³)	540.000	643.000	–	–

(z.B. Seekanne und Trauerseeschwalbe; Abb. 1 + 4) wurde das Gewässer bereits 1969 unter Naturschutz gestellt und 1983 im Rahmen der Ausweisung des Unteren Niederrheins als Feuchtgebiet internationaler Bedeutung nach der RAMSAR-Konvention als Gebiet mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung ausgezeichnet. Anthropogene Nutzungen, wie z. B. die Landwirtschaft, und starke Eutrophierung gefährden jedoch seine Existenz. Mit einem abgestimmten Maßnahmenpaket wird daher seit einigen Jahren versucht, diese Einflüsse zu minimieren und gravierende nutzungsbedingte Störungen zu unterbinden.



Abb. 4: Die Trauerseeschwalbe (*Chlidonias niger*) ist der Charaktervogel des Bienener Altrheins. Diese vom Aussterben bedrohte Art (RL-NRW 1) besitzt hier mit 28 Paaren und 39 flüggen Jungvögeln im Jahr 1999 ihr einziges Brutvorkommen in Nordrhein-Westfalen.

Der südlich anschließende Altrhein an der **Rosau** ist entsprechend seiner Form und Lage ein Mäanderweg (HOPPE 1970 zit. n. KURECK 1991) der durch spätere Hochwässer des Rheins vertieft wurde (LANGE 1978). Im Gegensatz zum Bienener Altrhein, der durch Feinsedimente zum Grundwasser hin abgedichtet ist, ist das Altwasser an der Rosau aufgrund der etwas anderen Entstehungsgeschichte und dem eher sandigen Substrat an den Grundwasserstand gekoppelt. Seine Wasserstandsamplitude beträgt daher in hochwasserfreien Jahren bis zu 2 m (NATURSCHUTZZENTRUM IM KREIS KLEVE E.V. 1997).

Der benachbarte **Grietherorter Altrhein** ist dem Altgewässertyp „Altarm“ zuzuordnen, da er häufig

an den Hauptstrom angebunden ist. Er wird sehr stark von der Dynamik des Rheins beeinflusst und folgt dessen wechselnden Wasserständen. Ein künstlicher Querdamm trennt den zu einem Militärhafen ausgebauten nördlichen Teil mit der stromabwärtigen Mündung (ca. 14,6 ha) vom südlichen Teil mit der stromaufwärtigen Mündung (22,8 ha).

Das **Millinger-** und das **Hurler Meer** sind vermutlich ebenfalls alte Mäanderwege oder Senken, die bei starken Hochwässern herausgespült wurden. Man kann davon ausgehen, dass sie bereits seit mehr als 1000 Jahren vom Rheinstrom getrennt sind (NEUMANN 1991).

Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit

Um der drohenden Verschlammung und späteren Verlandung der Altgewässer entgegen zu wirken, wurde ein umfangreicher Maßnahmenkatalog aufgestellt und in einer breiten Kooperation zwischen Bundesamt für Naturschutz, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, Bezirksregierung Düsseldorf, Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung, Landesumweltamt, Kreis Kleve, Universität zu Köln, Naturschutzzentrum im Kreis Kleve, Landwirtschaftskammer und Vertretern der örtlichen Landwirtschaft bereits überwiegend umgesetzt. Dadurch sollen vor allem die starke Verlandung gestoppt, die Eutrophierung eingeschränkt und Störungen im und am Gewässer vermindert werden, um es langfristig zu erhalten.

- Entschlammung eines stark verlandeten Abschnittes des Bienener Altrheins
- Reduzierung der Einleitung von Abwässern in das Gewässersystem
- Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet
- Sicherung eines Mindestwasserstandes
- Schutz der Verlandungszonen vor Viehtritt
- Einstellung der fischereilichen Nutzung

Entschlammung

Der südliche Teil des Bienener Altrheins war besonders stark von der Verlandung betroffen. Bei Niedrigwasser fielen große Flachwasserbereiche

trocken, teilweise trat Faulschlamm zutage. Die im Restwasserkörper verbliebene Limnofauna litt unter Sauerstoffmangel und die noch vorhandene Wasserfläche drohte vollständig unter einer dichten Seerosendecke zu verschwinden. Um die weitere Verlandung zu verzögern und eine größere Freiwasserzone zu schaffen, wurde ein Abschnitt unweit des Hofes Köster im Herbst 1982 entschlammt. Unter Schonung der Ufervegetation wurden über 170.000 m³ Schlamm mittels Saugspülbagger (Abb. 5) aus der Mitte des Gewässerbettes entfernt. Durch diese Therapiemaßnahme konnte der Wasserkörper auf eine Länge von 1.750 m, 70 m Breite und 2,5 m Tiefe vergrößert werden. Nach Entfernen des dichten Schwimmblattpflanzengürtels war dieser Bereich wieder stärker Licht und Wind ausgesetzt. Durch Umwälzung des Wassers und durch „biogene Belüftung“ infolge von verstärkter Phytoplanktonentwicklung erholte sich der Sauerstoffhaushalt deutlich und die Sedimentation organischer Substanz ging zurück. Die kurz nach der Entschlammung reduzierte Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos (ESSER 1986) erholte sich und war 11 Jahre nach dem Eingriff sogar besser entwickelt als zuvor (SEREDSZUS 1994).

Die Ziele, den freien Wasserkörper zu vergrößern, den Sauerstoffhaushalt zu verbessern und die weitere Verlandung stark hinaus zu zögern, wurden mit dieser Maßnahme erreicht.



Abb. 5: Ein stark verschlammter Abschnitt des Bienenener Altrheins wurde 1982 mit Hilfe eines Saugspülbaggers entschlammt.

Reduzierung der Einleitung von Abwässern in das Gewässersystem

Bis 1994 wurde das **Millinger Meer** durch unzureichend geklärte Abwässer zeitweise stark belastet. Besonders bei ungünstigen Wasserständen in der

bis dahin als Vorfluter für die Kläranlage in Millingen dienenden Millinger Landwehr kam es zu einem Rückfluss ins Millinger Meer hinein. Durch den Umbau der Kläranlage zu einer Mischwasserbehandlungsanlage und Anschluss an die Gemeinschaftskläranlage Kalkar-Hönnepel durch eine Druckleitung unter dem Rhein hindurch wurde der Zustand deutlich verbessert. Bei starken Regenfällen bestand jedoch weiterhin die Gefahr, dass die Kapazität der Anlage nicht ausreichte. Durch den Einbau eines neuen Wehres, das im Februar 1996 in Betrieb genommen wurde, soll in solchen Fällen der Abfluss in das Millinger Meer verhindert werden. Diese Baumaßnahmen wurden mit Mitteln des Bundes, des Landes und des Kreises gefördert.

Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet

Im Rahmen eines Naturschutzgroßprojektes von Bund, Land und Kreis sind insgesamt rund 300 ha Flächen (einschließlich der Wasserflächen des Bienenener Altrheins und des Millinger Meeres) innerhalb des NSG aufgekauft worden. Dabei konzentrierte man sich besonders auf die landwirtschaftlichen Flächen am Bienenener Altrhein (Abb. 3). Diese wurden unter Extensivierungsaufgaben für eine geringe Pacht an Landwirte wieder verpachtet (Abb. 6). Die Vertragsbedingungen beinhalten vor allem Einschränkungen bei der Düngung, dem Viehbesatz und den Mahdterminen. Einige Flächen im Uferbereich des Bienenener Altrheins, die nicht erworben



Abb. 6: Dank der großflächigen Extensivierung sind auch solche Bereiche, in denen die Wachtel und der Wachtelkönig erfolgreich brüten, am Bienenener Altrhein wieder vorhanden.

werden konnten, wurden zum Abschluss des Flurbereinigungsverfahrens getauscht, so dass dort ein Streifen von ca. 100 m am Gewässer extensiviert werden konnte.

Sicherung eines Mindestwasserstandes

Um eine Austrocknung des Bienener Altrheins in den Sommermonaten zu verhindern, wurde im Abflussbauwerk des Bienener Altrheins, der Dornicker Schleuse (Abb. 3) ein Bohlenstau eingerichtet. Dadurch konnte im Bienener Altrhein selbst in sehr trockenen Sommern, wie zum Beispiel 1996, eine Wassertiefe von bis zu zwei Metern gehalten und somit eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Limnofauna erreicht werden. Im Zuge des 1998/99 erfolgten Einbaus einer Fischaufstiegshilfe in die Dornicker Schleuse kann nun der Wasserstand in den Wintermonaten nochmals um weitere 60 cm höher aufgestaut werden, so dass bis in den Frühsommer genügend Wasser für den Betrieb des Fischwanderweges zur Verfügung steht.

Schutz der Verlandungszonen

Bereits 1990 konnte in Einzelabsprachen mit den im Umfeld der Gewässer Bienener Altrhein und Rosau wirtschaftenden Landwirten eine Einzäunung des Gewässers erreicht werden, um die Uferzonen vor Viehtritt zu schützen und den Eintrag von Nährstoffen in das Gewässer durch Schaffung von Pufferzonen zu vermindern. 1992 konnte dies über weite Strecken des Ufers am Grietherorter Altrhein ebenfalls umgesetzt werden.



Abb. 7: Der Bienener Altrhein – einer der letzten naturnah erhaltenen Altgewässer am Unteren Niederrhein – vor der Auszäunung der Ufer 1990.

Einstellung der fischereilichen Nutzung

Durch den zuvor erwähnten Ankauf der Wasserflächen des Bienener Altrheins und des Millinger Meeres konnte dort die fischereiliche Nutzung eingestellt werden. Lediglich in einem Teilbereich des Millinger Meeres (Nordarm) ist neben dem Baden und Schlittschuhlaufen auch das Angeln noch erlaubt. Mit dem Besitzer des Altwassers an der Rosau konnte der Kreis Kleve einen langfristigen Pachtvertrag abschließen, so dass dort die Fischerei seit 1992 nicht mehr durchgeführt wird.

Entwicklung der Wasserbeschaffenheit

Untersuchungsprogramm

Hydrochemische Untersuchungen an ausgewählten Standorten der vier Altgewässer werden seit 1994 regelmäßig in annähernd monatlichem Abstand gemeinsam vom Landesumweltamt (LUA) und dem Naturschutzzentrum im Kreis Kleve (NZ) durchgeführt. Erste orientierende Messungen des LUA gehen bis zum Jahr 1983 zurück.

Die Untersuchungen umfassen in-situ-Messungen und Laborbestimmungen (Tab. 2).

Wasserbeschaffenheit und Trophie

An allen untersuchten Altgewässern unterliegen verschiedene Messgrößen erheblichen jahreszeitlichen Schwankungen (Tab. 2). Diese dürften zum einen auf den Einfluss von Hochwässern und Zuflüssen sowie Stoffeinträgen aus dem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet, zum anderen auf enge Wechselwirkungen des Wasserkörpers mit dem schlammigen Sediment zurückzuführen sein. Alle Gewässer zeichnen sich durch hohe Gesamtphosphorgehalte aus, deren Maxima stets $> 200 \mu\text{g/l}$ betragen. Der hohe Nährstoffgehalt begünstigt eine starke Primärproduktion, die sich im Bienener Altrhein sowohl durch dichten Bewuchs von See- und Teichrosen als auch wie in den anderen Gewässern durch starke Phytoplanktonentwicklung äußert. Aufgrund der photosynthetischen Aktivität der Pflanzen treten Sauerstoffübersättigungen bis zu 280 % auf, infolge von Zehrungsvorgängen geht der Sauerstoffgehalt zeitweilig bis auf 6 – 7 mg/l zurück und übertrifft dann nur knapp die für Fische kritische Konzentration. Die pH-Maxima der gut gepufferten Gewässer liegen alle im schwach alkalischen Bereich.

Die Gesamtphosphat-P-Konzentration im **Millinger Meer** ist inzwischen rückläufig (Abb. 8), jedoch bleibt abzuwarten, ob und wann sich die getroffenen Maßnahmen in einem niedrigeren Trophiegrad des derzeit polytrophen (Gewässers niederschlagen.

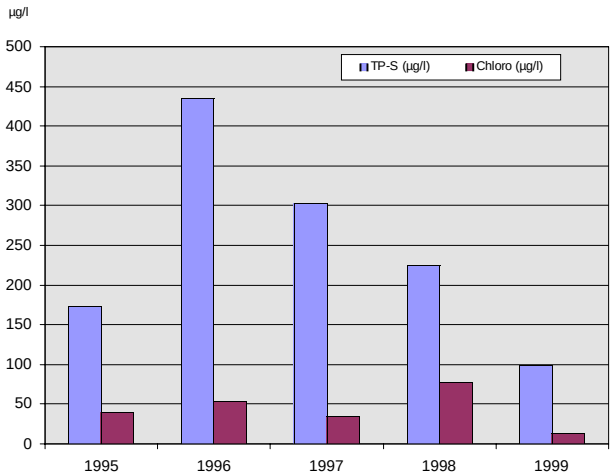


Abb. 8: Sommermittelwerte der Gesamtphosphat-P- und Chlorophyll a-Konzentrationen im Millinger Meer.

Vom **Bienener Altrhein** liegen regelmäßige limnologische Messungen seit 1985 vor. Insgesamt zeichnet sich keine deutliche Tendenz bei der Entwicklung der Gesamtphosphat- und Chlorophyll-Konzentrationen ab. Beide Kenngrößen unterliegen von Jahr zu Jahr erheblichen Schwankungen (Abb. 9). Auch dieses Gewässer muss nach wie vor als polytroph eingestuft werden. Die dem Nährstoffrückhalt dienenden Maßnahmen erzielten bisher noch keine deutlichen Resultate, wenn auch im

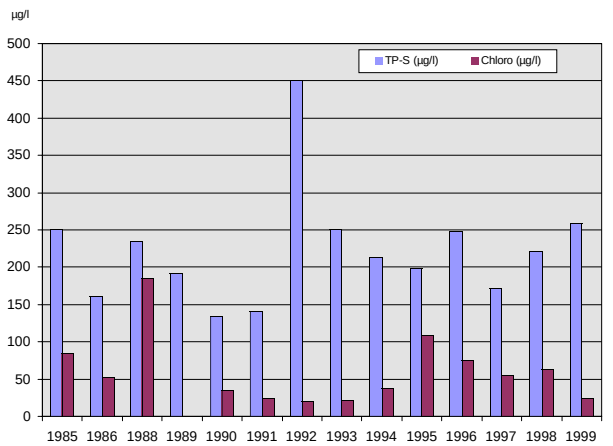


Abb. 9: Sommermittelwerte der Gesamtphosphat-P und Chlorophyll a-Konzentrationen im Bienener Altrhein

Jahr 1999 die Sichttiefe und die Konzentration von Chlorophyll a die niedrigsten bisher gemessenen Werte aufwiesen.

Am **Altarm Rosau** zeigt sich tendenziell eine Abnahme der Trophie, obwohl hier außer geringfügigen Flächenextensivierungen und Auszäunen der Uferbereiche im Einzugsgebiet noch keine weiteren Maßnahmen zum Nährstoffrückhalt umgesetzt werden konnten. Das ehemals eutrophe bis polytrophe Gewässer wurde 1999 als eutroph eingestuft.

Der **Grietherorter Altrhein** ist auch heute noch weitgehend an den Hauptstrom angebunden und daher vom Rhein deutlich beeinflusst. Das in den vergangenen Jahren stets hypertrophe Gewässer konnte 1999 erstmals als polytroph klassifiziert werden, wahrscheinlich eine Folge des in diesem Jahr sehr hohen Wasserstandes und verstärkten Grundwasserzuflusses.

Bewertung der Maßnahmen

In den vergangenen Jahren ist es gelungen, wichtige Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes des NSG „Bienener Altrhein, Millinger Meer und Hurler Meer“ umzusetzen.

Durch die partielle Entschlammung des Bienener Altrheins konnte die rasche Verlandung deutlich verzögert werden. Die günstigeren Sauerstoffverhältnisse und ein höherer Mindestwasserstand im Sommer verbesserten die Lebensbedingungen für die Limnofauna deutlich.

Der Nährstoffeintrag in die Gewässer konnte durch verminderte Abwassereinleitung (Millinger Meer) und die Extensivierung von Nutzungen im engeren Einzugsgebiet zwar reduziert werden, jedoch spiegeln sich diese Maßnahmen bisher nur sehr zögernd in einer tendenziellen Abnahme der Trophie wider. Da die Gewässer selbst im potenziell natürlichen Zustand hoch eutroph sind, kann die Trophie der vom Rheinstrom abgekoppelten, derzeit polytrophen Altwässer nicht wesentlich vermindert werden. Aber allein schon die Tatsache, dass sich der Gewässerzustand nicht wie in der Vergangenheit weiter verschlechtert hat, kann als Erfolg gewertet werden.

Beim hypertrophen Grietherorter Altrhein kann wegen der häufigen Beeinflussung durch den Rheinstrom durch lokale Maßnahmen keine wesentliche Abnahme der Trophie erreicht werden.

Tab. 2: Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchungen von 1999

	Millinger Meer		Bienener Altrhein		Rosau		Grietherorther Altrhein	
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Sauerstoff-Konz. (mg/l)	6,7	13,8	6,5	13,4	6,7	15	6	23,9
Sauerstoff-Sättigung (%)	74	173	73	122	75	136	64	277
Leitfähigkeit (mS/m)	49,0	67,5	56,4	68,2	63,6	73,1	48,4	69,2
pH	8,07	8,72	8,01	8,59	7,73	8,75	7,8	8,15
Stickstoff (N), ges. (mg/l)	< 1	2,2	< 1	2,6	< 1	2,3	1,2	4,7
Ammonium-N (mg/l)	< 0,1	0,55	< 0,1	0,5	< 0,1	0,44	< 0,1	0,38
Nitrit-N (mg/l)	< 0,05	0,06	< 0,05	0,06	< 0,05	0,08	< 0,05	0,11
Nitrat-N (mg/l)	< 0,03	2,3	< 0,03	2,02	< 0,03	1,75	0,27	3,06
Phosphat-P, ges. (mg/l)	0,048	0,286	0,1	0,34	0,063	0,243	0,094	0,219
SiO ₂ (mg/l)	0,25	13,8	0,16	11,7	0,04	17,4	1,33	10,9
Chlorid (mg/l)	21	41	39	45	33	45	36	52
Sulfat (mg/l)	54	98	29	61	40	102	29	67
Hydrogenkarbonat (mg/l)	172	246	162	304	245	309	143	298
Calcium (mg/l)	61	110	66	110	94	130	62	120
Magnesium (mg/l)	9,8	12	10	15	12	18	9,2	15
DOC (mg/l)	3,1	5,1	3,3	6,9	2,8	5,7	2,4	8,9
TOC (mg/l)	4,0	8,8	4,9	16	3,4	8,6	2,8	9,2
Chlorophyll a (µg/l)	2	97	6	127	7	81	2	65

Begleitende Maßnahmen wie die Einstellung der Fischerei und der Schutz der Uferzonen trugen zu einer Aufwertung des Naturschutzgebietes bei.

Ziel künftiger Bemühungen muss es sein, die Gewässer im NSG von weiteren nachteiligen Einflüssen zu entlasten. Dazu zählen vor allem

- Verzicht der Bewirtschaftung bis an den Rand der wasserführenden Gräben im Einzugsgebiet
- Verzicht des Aufbringens von Gülle und mineralischem Dünger auf private landwirtschaftliche Flächen im NSG
- Umsetzung des Ackerrandstreifenprogramms entlang des gesamten Gewässersystems
- Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Deichvorland, insbesondere Umwandlung von Acker- in Grünland und Düngeverbot vor Hochwasserereignissen.

Es ist zu hoffen, dass langfristig zumindest der „gute ökologische Zustand“ gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie erreicht werden kann.

Literatur

- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (1991): Ökologische Aspekte zu Altgewässern. - Merkblatt 219.
- ESSER, G. (1986): Die Auswirkung der Entschlammung des Bienener Altrheins auf das Makrozoobenthos. - Diplomarbeit Zool. Inst. Univ. Köln.
- HOPPE, C. (1970): Die großen Flußverlagerungen des Niederrheins in den letzten zweitausend Jahren und ihre Auswirkungen auf Lage und Entwicklung der Siedlungen. - Forsch. dt. Landeskd. 189, 88 S., Bonn-Bad Godesberg.
- KURECK, A. (1991): Die Limnologie des Bienener Altrheins. - Natur und Landschaft 66, H3, S. 137 - 141.
- LANGE, F.-G. (1978): Die Geschichte einer Stromschlinge des Rheins zwischen Rees und Emmerich. - Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf. 28, 457-475.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. – Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag, Berlin, 74 S.
- NATURSCHUTZZENTRUM IM KREIS KLEVE e.V. (1997): Projektbericht zur Betreuung des NSG "Bienener Altrhein, Millinger Meer und Hurler Meer". - Unveröffentlicht - 63 S.
- NEUMANN, D. (1991): 20 Jahre ökologische Forschungen in einer niederrheinischen Auenlandschaft. - Natur und Landschaft 66, H3, S. 135-136.
- ÖKOLOGISCHE STATION REES (1995): Jahresbericht 1995. - Unveröffentlicht - 133 S.
- SEREDSZUS, F. (1994): Die Limnologie des Bienener Altrheins - Ein Jahrzehnt nach der Entschlammungsmaßnahme. - Diplomarbeit Zool. Inst. Univ. Köln.

3.2.1.3 Aktionsprogramm Rhein

Prof. Dr. Günther Friedrich (LUA)

Am 1. November 1986 ereignete sich ein folgenschwerer Brand in einem Chemiewerk in Basel, das im Oberrhein zu erheblichem Fischsterben und der Vernichtung der niederen Tiere führte. Selbst in der Rheinmessstation Bad Honnef haben die Wasserflöhe im Daphnientest den Durchgang der Giftwelle noch angezeigt. Dieses Ereignis war der Anlass, die bestehenden Aktivitäten zur Verbesserung der ökologischen Qualität des Rheins zu verstärken.

Die Minister der Rheinanliegerstaaten beauftragten daraufhin am 19. Dezember 1986 die Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR) mit der Ausarbeitung eines Programms zur ökologischen Verbesserung des Stromes. Daraus resultierte das 1987 auf der 8. Rheinministerkonferenz beschlossene Aktionsprogramm Rhein, auch Programm „Lachs 2000“ genannt.

Hauptziele des bis zum Jahr 2000 ausgelegten ganzheitlichen Programmes sind:

- die Rückkehr und das Leben höherer Fischarten im Rhein zu ermöglichen,
- die Gewährleistung einer weiteren Nutzung des Rheins zur Trinkwasserversorgung und
- die Verringerung der Schadstoffbelastung im Sediment, um dieses unbesorgt an Land aufbringen zu können.

Eines der Hauptziele ist die Wiederbegründung eines sich selbst erhaltenden Lachsbestandes im Rhein. Damit wurde ein weit über die Verbesserung der Wasserbeschaffenheit hinausgehendes Programm auf den Weg gebracht. Der Lachs legt seine Eier in sauberen, kleinen Nebengewässern des Stroms ab. Dort entwickelt sich die Brut zu kleinen Fischen, die ins Meer wandern, von wo sie nach 2 bis 3 Jahren an den Platz zurückkehren, von dem sie ins Meer abgewandert sind. Programm „Lachs 2000“ bedeutet also auch, das Stromgebiet bis in die keinen Zuflüsse hinein biologisch durchgängig zu machen. Die Fischökologen der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung NRW (LÖBF) haben das Sieg-System als am besten geeignet befunden, um dort eine Lachspopulation aufzubauen und dabei schon gute Erfolge erzielt. Natürlich braucht die Wiederansiedlung eines Langdistanzfisches

einen langen Atem, aber das Projekt ist auf gutem Wege und wird inzwischen auch als Lachsprogramm NRW an weiteren Gewässern durchgeführt (s. Kap. 3.1.4).

Die im Aktionsprogramm Rhein festgelegten Maßnahmen zielen auf

- die beschleunigte Reduzierung der ständigen Belastung aus direkten sowie diffusen Einleitungen,
- eine Verringerung der störfallbedingten Gefährdung und
- eine Verbesserung der hydrologischen, biologischen und morphologischen Verhältnisse.

Im Abstand von fünf Jahren wird in einem großen, internationalen Messprogramm der Rhein chemisch und biologisch intensiv untersucht. Nach 1995 läuft z. Zt. das Messprogramm 2000, das durch seine Internationalität auch ein Beitrag zur europaweiten Harmonisierung des Gewässerschutzes ist.

Schon 1990 wurde neben den allgemein eingeführten Untersuchungen der Makrozoen am Ufer und der Sohle auch die Untersuchung des Planktons, der im Wasser schwebenden Algen und niederen Tiere, in das biologische Messprogramm aufgenommen. Diese damals nicht unumstrittene Erweiterung des Messprogramms erweist sich jetzt als vorausschauend richtig im Hinblick auf die künftigen Anforderungen an die biologischen Untersuchungen im Rahmen des Vollzugs der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Hierdurch wurde nicht nur ein Beitrag geleistet zum besseren Verständnis des Ökosystems Rhein, es war auch ein Baustein für die künftig immer wichtigere internationale Zusammenarbeit und Arbeitsteilung im grenzüberschreitenden Gewässerschutz. Jetzt und künftig werden die Auswertungen der biologischen Befunde direkt international für den gesamten Rhein vorgenommen.

Aktuell wird darüber hinaus an der Erstellung eines Biotopverbundes vom Bodensee bis Rotterdam gearbeitet, um auch in der amphibischen Zone und in der Aue des Rheins zumindest über Trittsteine den Verbund von Biotopen und Biozönosen zu erreichen. Das ist sicher der ehrgeizigste Teil des Projektes, denn hier wird Ernst gemacht mit dem

Versuch, dem Fluss seine Aue so weit wie möglich wiederzugeben. Sicherer Hochwasserschutz sowie die Verbesserung des ökologischen Zustands durch die Wiederherstellung sich naturnahe entwickelnder Strukturen und Biozönos nicht Wasser, in der zeitweise überfluteten, amphibischen Zone und in der Aue sind das Ziel. Dazu sollen die noch vorhandenen naturnahen Biotope gesichert und im Zuge der weiteren Entwicklung miteinander verknüpft werden. Interdisziplinäres Denken und Handeln sind bei solchen Aktionen besonders notwendig und es wird eine der vornehmsten Aufgaben der Biologen sein, in diesem Prozess ihre Expertise einzubringen.

Konkret wird zur Zeit die Strukturgüte des Rheins federführend vom LUA bearbeitet, für die Erstellung der Biotoptypenkarte ist die LÖBF zuständig. Die Erstellung des Biotopverbundes wird dann wieder eine interdisziplinäre Aufgabe, weil dabei natürlich maßgeblich auch noch Fragen des Hochwasserschutzes zu integrieren sind. Hochwasserschutz am Rhein bedeutet heutzutage schließlich, dass durch das Wiederzulassen von Überschwemmung bisher geschützter Flächen in der Rheinaue die Hochwasserspitzen bei extremen Abflüssen erniedrigt werden. So kann für die wirklich wichtigen Gebiete höhere Sicherheit erreicht werden. Auch hierbei gilt in besonderem Maße die Erkenntnis, dass Flüsse keine Grenzen kennen und der Schutz der Nordsee in den Alpen beginnt. Die Notwendigkeit, entstehende Hochwässer teilweise im Einzugsgebiet zurückhalten zu müssen und die biologische Durchgängigkeit zu gewährleisten erfordert natürlich auch

Maßnahmen im Einzugsgebiet. Deshalb sind im Programm zur nachhaltigen Entwicklung des Rheins bis zum Jahre 2020 natürlich auch für die Nebengewässer des Rheins Aktivitäten erforderlich, die ihren Niederschlag in langfristigen Auenprogrammen finden müssen.

Der nordrhein-westfälische Rheinabschnitt unterliegt als Folge des Ausbaus als internationale Schifffahrtsstraße mit ihrem intensiven Verkehr und der Einschnürung des Abflussbettes durch flussnahe Deiche einer starken Tiefenerosion. Sie ist natürlich auch ein Problem für die Ökologie der Flusslandschaft, denn mit der niedrigeren Wasserspiegellage im Hauptstrom werden die natürlichen Altgewässer der Aue mehr und mehr vom Fluss abgeschnitten und verlanden in rasantem Tempo, zumal vielfach noch Nährstoffbelastungen aus dem Einzugsgebiet hinzukommen, die mit der Förderung des Pflanzenwachstums diese Alterungerscheinung noch verstärkt. Die Erosionsminderung hat auch die IKSR in ihr Zukunftsprogramm aufgenommen. Es wird größter Anstrengungen von Bund und Land bedürfen, diese schwierige Aufgabe zu lösen und Aufgabe der Limnologen wird es sein, ihre Expertise in die Diskussion um den besten Lösungsweg einzubringen.

Fasst man die künftigen Aufgaben im Aktionsplan zusammen so ergibt sich, dass noch viele schwierige Aufgaben zu bewältigen sind, die nur im Verbund aller fachlichen und administrativen Kompetenz zu lösen sind. Das macht die Arbeit zugleich so interessant.

3.2.2 Sieg

3.2.2.1 Erfolge der Gewässerüberwachung an der oberen Sieg

Joachim Reifenrath (StUA Siegen) & Ulrich Schmieds (StUA Hagen)

Die Sieg entspringt in 608 m ü. NN im Rothaargebirge als gefasste Quelle. Der Quellbereich ist weitgehend frei von anthropogener Beeinträchtigung und liegt in einem Bereich ausschließlich forstwirtschaftlicher genutzter Waldflächen. Am Oberlauf reduziert sich der Waldanteil auf ca. 60 %; die landwirtschaftlich betriebenen Flächen dienen überwiegend der Grünlandnutzung im Nebenerwerb. Es herrscht ein von überwiegend westlichen Luftströmungen beeinflusstes Mittelgebirgsklima mit kalten schneereichen Wintern mit einer Niederschlags-höhe von 1.090 mm/a vor. In den hochindustrialisierten und dichtbesiedelten Bereichen der Täler sind die Gewässer aus Gründen des Hochwasserschutzes überwiegend technisch ausgebaut. Im Einzugsgebiet befinden sich 16 kommunale Kläranlagen, an die insgesamt 504.000 EW angeschlossen sind. Knapp 2/3 dieser Anlagen verfügen über eine 3. Reinigungsstufe. Die Indirekteinleiter sind den Bereichen Metallverarbeitung und Brauerei zuzuordnen; die wenigen größeren Direkteinleiter kommen aus dem Bereich der Metallverarbeitung. Im Bereich Netphen wird über eine Brunnengalerie Sieguferfiltrat zur Trinkwassergewinnung entnommen. Mittels Überleitstollen speist die Sieg die Obernautalsperre.

Von den insgesamt über 100 Messstellen an Fließgewässern im Einzugsgebiet liegen 18 direkt an der Sieg.

Die Messstellen „Siegquelle“ und „Sieg, an der Landesgrenze“ sind 2 von insgesamt 4 sogenannten Trendmessstellen in Nordrhein-Westfalen (an der Sieg). Die Messstelle in Niederschelden ist ein Kontrollpunkt an der Landesgrenze zu Rheinland-Pfalz und bzgl. des Bewirtschaftungsplans „Obere Sieg“. Die Siegquelle dient der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser der Bundesländer (LAWA) gleichzeitig als unbelastete Referenzmessstelle.

Die Darstellung der Gewässergüte verdeutlicht den Zustand anhand des biologischen Besiedlungsbildes. Sie ist das Ergebnis biologisch-ökologischer Bestandsaufnahmen auf der Grundlage des Saprobien-systems. Hierbei werden wirbellose Tiere (Makroinvertebraten) sowie die Mikrofauna erfasst.

Für jede der sieben Gewässergüteklassen (vgl. Kap. 2.1) gibt es sogenannte Indikatororganismen. Das Saprobien-system beruht auf empirischen Freilandbeobachtungen über das bevorzugte Auftreten dieser Indikatororganismen. Ihre art- und mengenmäßige Zusammensetzung dokumentiert die ökologischen Auswirkungen, insbesondere durch die Belastung mit organischen biologisch leicht abbaubaren Stoffen.

Wie bereits in früheren Berichten ausgeführt, hat sich die Gewässergüte, dargestellt in Form von Gewässergüteklassen (LAWA 1996), an der Sieg und auch an den Nebengewässern in den letzten Jahrzehnten erheblich verbessert.

Der größte Teil der oberen Sieg kann in die Gewässergütekategorie II eingestuft werden und entspricht damit den Vorgaben der Allgemeinen Güteanforderung an Fließgewässer in NRW (AGA).

Die nachstehende Abbildung 1 soll die Entwicklung der biologischen Gewässergüte verdeutlichen:

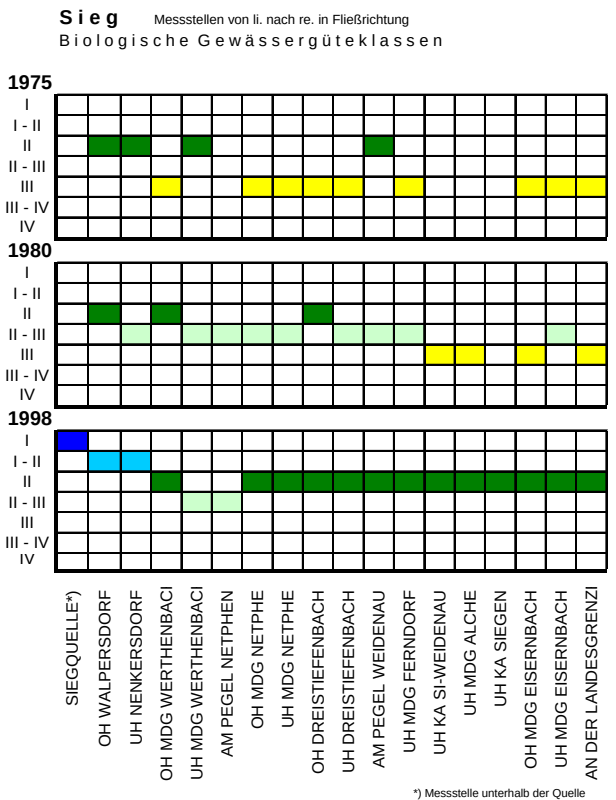


Abb. 1: Entwicklung der Gewässergüte an der Sieg

In der Abbildung 2 sind die Taxazahlen der Makroinvertebraten in der Sieg oberhalb von Dreis-Tiefenbach sowie an der Landesgrenze und der Ferndorf vor Mündung in die Sieg dargestellt. Hierbei unberücksichtigt blieben jedoch Einzelfunde bestimmter Organismen Spongillidae (Süßwasserschwämme), Hydrozoa (Nesseltiere), Megaloptera-Larven (Schlammfliegen), sowie systematisch nicht näher bestimmbare Gruppen wie Oligochaeta (Wenigborster) und Hydracarina (Süßwassermilben) sowie letztlich auch eher zufällig erfasste Fische (*Cottus gobio*, Mühlkoppe).

Die grundlegenden Verbesserungen der Gewässergüte spiegeln sich in den Artenspektren wider. Während in der **Sieg oberhalb von Dreistiefenbach** vor 1991 die sauerstoffbedürftige Mützenschnecke (*Ancylus fluviatilis*) nur vereinzelt festzustellen war, ist sie seitdem fester Bestandteil der Biozönose. Gleiches gilt für die Eintagsfliegenlarve *Ecdyonurus venosus* und die Steinfliegenlarve *Leuctra geniculata*. Auffällig ist, dass bei den Untersuchungen in den Jahren 1990 und 1992 keine Eintagsfliegenlarven gefunden wurden. Insgesamt gesehen bewegt sich ab 1993 die Taxazahl in der

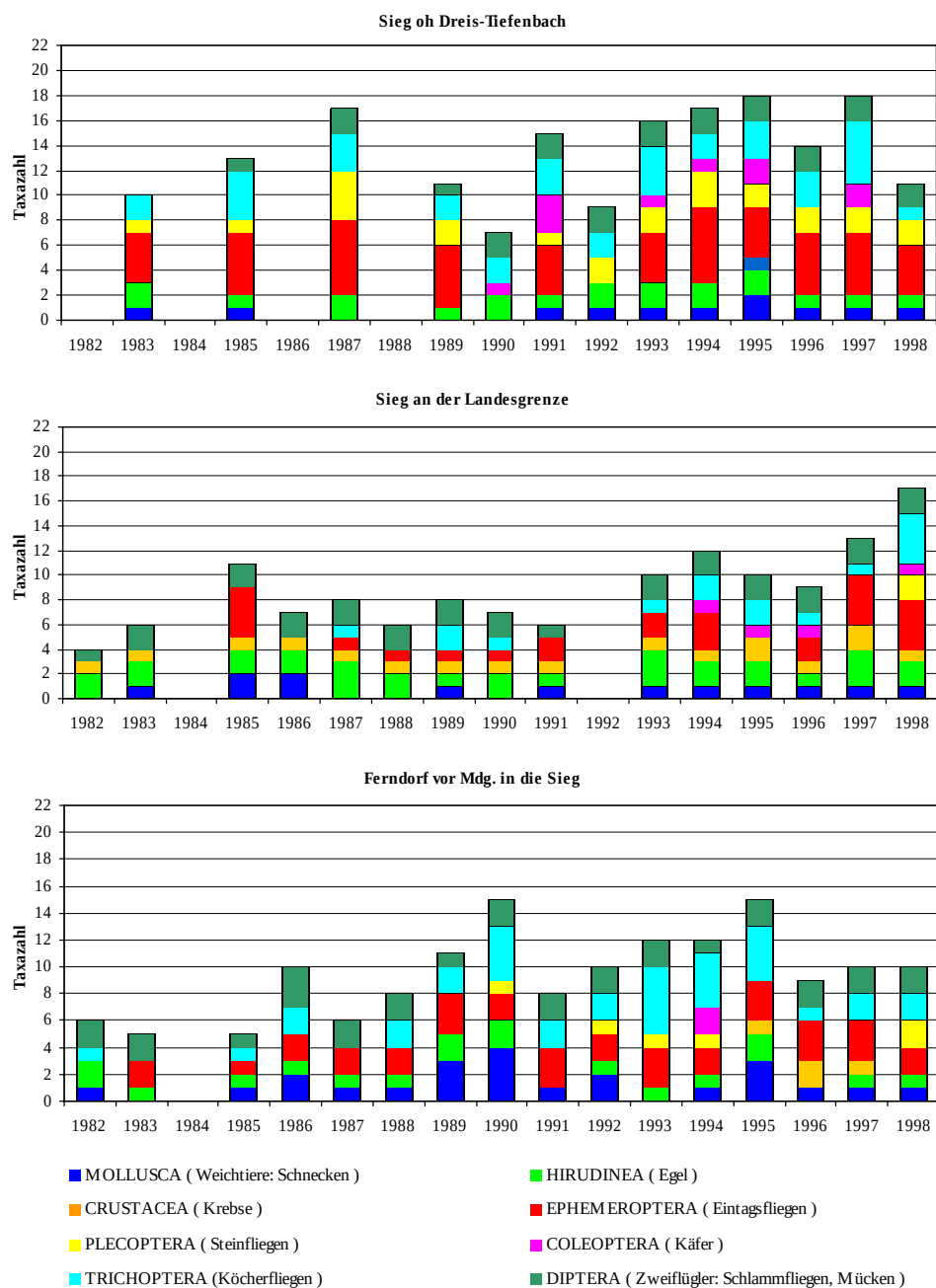


Abb. 2: Taxazahlen der Makroinvertebraten an ausgesuchten Messstellen an Ferndorf und Sieg (1982 – 1998)

Sieg oberhalb von Dreistiefenbach auf gutem Niveau.

1998 wurde die Untersuchungsstelle **Sieg an der Landesgrenze** aufgrund der hydrobiologischen Befunde erstmalig in die Güteklasse II eingestuft. Die sich kontinuierlich verbessernde Belastungssituation des Flusses ist an den seit 1993 deutlich erhöhten Taxazahlen ablesbar. Bereits 1997 war das Artenspektrum als gut zu bezeichnen, 1998 wurden einige zusätzliche Arten erstmalig nachgewiesen. Im einzelnen sind folgende Aspekte hervorzuheben: Das Abwasserbakterium *Sphaerotilus natans*, allgemein als Abwasserpilz bezeichnet, war 1998 erstmalig nicht mehr festzustellen. Wie oberhalb von Dreistiefenbach ist auch hier seit 1991 regelmäßig *Ancylus fluviatilis* (Mützenschnecke) anzutreffen. Erstmals 1997 und auch 1998 wurde der Bachflohkrebs *Gammarus roeseli* beobachtet, eine Krebsart, die ebenfalls mit erheblich höheren Abundanzen im rheinland-pfälzischen Abschnitt der Sieg festgestellt wurde.

Die Abundanz der Wasserassel (*Asellus aquaticus*), ein Indikator für eine starke Verschmutzung, scheint hingegen kontinuierlich zurückzugehen. In den Jahren 1988 bis 1989 wurde ein massenhaftes Vorkommen, ab 1993 lediglich eine „mittlere“ Häufigkeit festgestellt und 1998 war die Wasserassel nicht nachzuweisen.

Weiterhin hervorzuheben sind die Funde der Eintagsfliegenlarven *Ecdyonurus torrentis* (1998), *Ecdyonurus venosus* (1993, 1997, 1998), *Ephemera ignita* (1994, 1998) sowie der Steinfliegenlarve *Leuctra geniculata* (1998).

Noch nicht zufriedenstellend ist die gering ausgeprägte Benthosbiozönose in der **Ferndorf vor der Mündung in die Sieg**. Das Artenspektrum, das lediglich aus wenigen Makroorganismen-Taxa besteht, lässt eine gesicherte saprobiologische Einstufung noch nicht zu. Mit Hilfe der Untersuchung des Mikrobenthos ist dieser Gewässerabschnitt noch als kritisch belastet zu klassifizieren.

Zu der allgemein positiven Entwicklung hat der im Jahre 1980 aufgestellte Bewirtschaftungsplan für die obere Sieg und die Ferndorf beigetragen. Die Vorplanung und das Verwaltungsverfahren zur Aufstellung war im Jahre 1989 abgeschlossen.

Die allgemeine Zielsetzung war eine Verbesserung der Gewässergüte der betreffenden Gewässer. Die

zu erreichende Güte wurde damals nach den Mindestgüteanforderungen für Fließgewässer (MGA), aufbauend auf dem Saprobienindex, mit der Gewässergüteklasse II – III definiert.

Die Hauptnutzungsarten (HNA) dieses Bewirtschaftungsplanes sind nach der Verfügung des Regierungspräsidenten Arnsberg vom 21.05.84:

- Indirekte Trinkwasserentnahme
- Betriebswasserentnahme
- Ökologische Ausgleichsfunktion
- Abwasserableitung

Als Realisierungsphase wurde der Zeitraum bis einschließlich 1999 festgelegt und ein detaillierter Zeitplan vorgegeben. Fast 250 Millionen Mark wurden im Bereich Kläranlagenbau bzw. -sanierung aufgewendet. Bis auf einige wenige kleinere Anlagen entsprechen alle Kläranlagen heute dem Stand der Technik. Der überwiegende Teil der Kläranlagen hält darüber hinaus noch niedrigere Werte gegenüber Anhang 1 der Abwasserverordnung ein. Veraltete Regenüberläufe wurden beseitigt und durch Regenüberlaufbecken ersetzt. Der Ausbau des Kanalisationsnetzes und der Niederschlagswasserbehandlung wurde vorangetrieben.

Tab. 1: Kläranlageninvestitionen

Kläranlage	Größenklasse	Ausbaugröße [EW]	Investitionssumme [Mio. DM]	Landesförderung [Mio. DM]	Umbau
Freudenberg	4	26.500	17,90	0,00	92-95
Freudenberg-Lindenberg	2	3.000	2,20	0,00	92-94
Hilchenbach-Ferndorftal	4	40.000	24,00	6,20	91-94
Kreuztal	5	140.000	64,50	2,70	92-96
Kreuztal-Büschhütten	4	20.000	0,20	0,00	91
Siegen	5	175.000	70,00	15,84	90-94
Siegen-Weidenau	4	75.000	53,00	9,92	90-94
Wilnsdorf-Weisstal	4	16.000	8,20	4,80	89-93
Wilnsdorf-Rinsdorf	3	8.500	9,50	0,00	94-96
Summe			249,50	39,46	

Anm.: Die Landesförderung wurde 1992 eingestellt

Die Verbesserung der saprobiologischen Situation kann man auch anhand einiger wichtiger physikalisch-chemischer Parameter wie z.B. den Stickstoffparametern, dem Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), dem Gesamtkohlenstoffgehalt (TOC) und dem Sauerstoffgehalt, verfolgen. Nachstehend sind für die Trendmessstelle Niederschelden der Ammo-

niumstickstoffgehalt ($\text{NH}_4\text{-N}$), der Sauerstoffgehalt der Gesamtkohlenstoffgehalt (TOC) und der Gesamtphosphorgehalt (Gesamt-P) grafisch dargestellt (Abb. 3 – 6). Die Einzeldaten sind zu sogenannten Perzentilen zusammengefasst, damit auch überdurchschnittliche Belastungssituationen berücksichtigt werden.

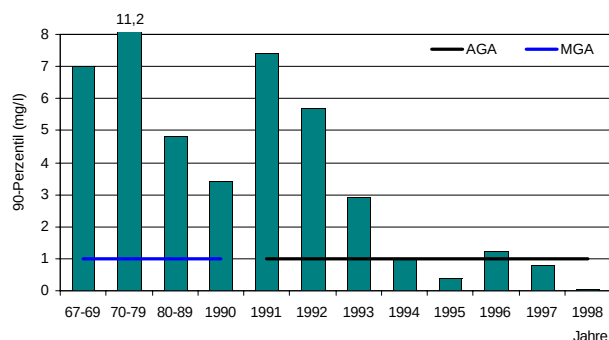


Abb. 3: Ammoniumstickstoffgehalte
Sieg an der Landesgrenze in
Siegen-Niederschelden

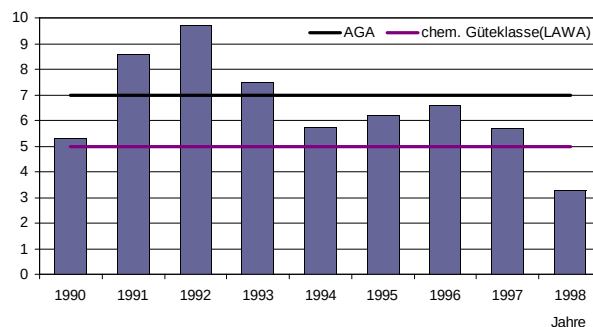


Abb. 5: TOC-Gehalte
Sieg an der Landesgrenze in
Siegen-Niederschelden

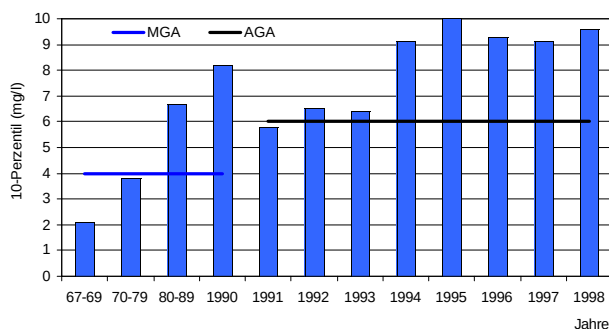


Abb. 4: Sauerstoffgehalte
Sieg an der Landesgrenze in
Siegen-Niederschelden

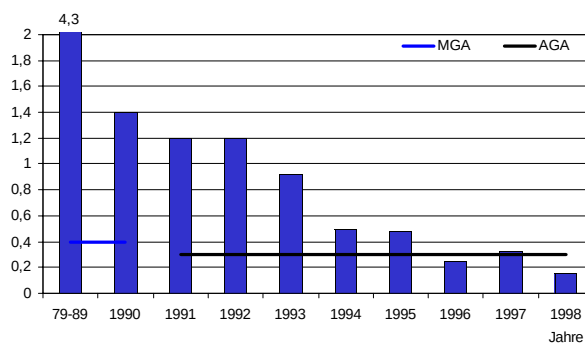


Abb. 6: Gesamt-P-Gehalte
Sieg an der Landesgrenze in
Siegen-Niederschelden



Abb. 7: Pegelhaus mit Gewässergütemessstation an der Sieg an der Landesgrenze zu Rheinland-Pfalz in Siegen-Niederschelden

An der Trendmessstelle in Niederschelden befindet sich, im Pegelhaus untergebracht, eine Messstation (Abb. 7 und 8) mit On-Line-Messungen für einige chemisch-physikalische Parameter, die über Fernabfrage ständig verfügbar sind. Dort sind die Möglichkeiten der kontinuierlichen Messung für pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Trübung und Ammoniumstickstoff (Auswertung s. Kap. 3.1.1) gegeben.

Noch bestehende Probleme bei der Abwasserreinigung und Regenwasserbeseitigung sind aufgrund



Abb. 8: Innenansicht der vom Labor in Hagen betreuten Gütemessstation an der Landesgrenze zu Rheinland-Pfalz in Siegen-Niederschelden

der Gewässergüteüberwachung erkannt und entsprechende Maßnahmen bereits geplant oder eingeleitet. Zur Zeit wird auch die Strukturgüte der Gewässer nach einem neuen Verfahren erfasst. Hieraus sind Maßnahmen zur naturnahen Gestaltung der Gewässer ableitbar.

Erst die Kombination dieser Maßnahmen gewährleistet eine dauerhafte gesamtökologische Einstufung der Fließgewässer der oberen Sieg in die Güteklasse II.

3.2.2.2 Die Gewässergüteentwicklung der unteren Sieg

Dr. Georg Gellert (StUA Köln)

Die Sieg entspringt 608 m über dem Meeresspiegel im Rothaargebirge, durchfließt das Bergisch-Sauerländische Gebirge in westlicher Richtung und mündet nach einer Strecke von ca. 146 km bei Bonn in den Rhein, 48 m über dem Meeresspiegel.

In zahlreichen Mäandern hat sich die Sieg im Mittel- und Unterlauf in das Rheinische Schiefergebirge eingegraben. Während die Gleithänge eine sanfte Neigung aufweisen, ragen die Prallhänge steil aus dem Flußufer hervor. Eine große Breitenausdehnung erfährt die Sieg im Unterlauf in der Köln-Bonner Rheinebene, nachdem sie das Schiefergebirge verlassen hat.



Abb. 1: Die Sieg am Blankenberger Bogen

Die Gewässergüte der Sieg hat sich zwischen 1971 und 1997 stark verbessert. Im Jahre **1971** erreichte kein Gewässerabschnitt Gewässergüteklasse II (Abb. 2). An der Landesgrenze zwischen Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz, in Windeck-Au, war sie stark verschmutzt (Güteklasse III). Dort betrug der Ammonium-N-Wert 2,9 mg/l und die Gesamtphosphat-P-Konzentration 6,3 mg/l. Diese Güteeinstufung änderte sich flussabwärts bis Windeck-Herchen nicht. Entscheidend beeinflusst wurde die Sieg in diesem Abschnitt durch Abwässer einer in Etzbach (Rheinland-Pfalz) liegenden Spanplattenfabrik, desweiteren durch die ehemaligen Elmores Werke (eine Kupferkabelfabrik) in Windeck-Schladeren und durch ungenügend gereinigtes kommunales Abwasser. Im weiteren Fließverlauf

(bis zur Ortslage Siegburg) pendelte die Gewässergüte zwischen Güteklasse II-III und III. Ab Siegburg bis zur Mündung in den Rhein herrschte durchgehend Güteklasse III vor, verursacht durch Abwässer der ehemaligen Phrix-Werke und der Kläranlage Siegburg, die in noch weitgehend ungereinigtem Zustand über den Siegburger Mühlengraben der Sieg zufließen. Die Abwässer wirkten sich so nachhaltig aus, dass es unterhalb der Einleitstellen zu einem üppigen Abwasserpilzbesatz (*Sphaerotilus natans*) gekommen war. In der Siegmündung wurden Gehalte an Ammonium-N von 6,4 mg/l und an Gesamtphosphat-P von 4,8 mg/l festgestellt.

Seit **1980** hatten sich die Güteverhältnisse sichtlich verbessert. Die Sieg befand sich nun überwiegend zwischen Güteklasse II und II-III. Weiterhin stark verschmutzt (Güteklasse III), wenn auch auf einer weit kleineren Fließstrecke als noch 1971, zeigte sich der Bereich der Sieg wiederum an der Landesgrenze in Windeck-Au. Die Gründe hierfür lagen in den Einleitungen von Abwässern der Spanplattenfabrik in Etzbach und von häuslichen Abwässern. Auch in Eitorf-Oberauel lag noch Güteklasse III vor, die auf den Ablauf der Kläranlage Eitorf zurückzuführen war.

Im Jahr **1997** zeigten sich weitere Verbesserungen der Gewässergüte. Die Sieg befand sich nun überwiegend in einem mäßig belasteten Zustand (Güteklasse II). Bedingt durch eine geringe tierische Besiedlung wurden zwei kleinere Abschnitte noch als kritisch belastet (Güteklasse II-III) eingestuft. Einige Abschnitte waren zum Untersuchungszeitpunkt sogar gering belastet (Güteklasse I-II). Besonders genannt werden müssen die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen bezüglich der Ammoniumkonzentration (eine Kenngröße, die organische Belastungen anzeigt). An keiner Messstelle überstieg der Analysenwert 0,2 mg/l.

Die Entwicklung der Güteverhältnisse war in erster Linie durch den Ausbau von Kläranlagen möglich. Vor 1970 gab es nur mechanische Tropfkörperanlagen wie in Windeck-Schladeren, Windeck-Dattenfeld, Windeck-Herchen, Eitorf, Siegburg-Zange, Troisdorf, St. Augustin-Menden und Hennef-Buisdorf. Zwischen 1971 und 1980 löste das Belebungs-

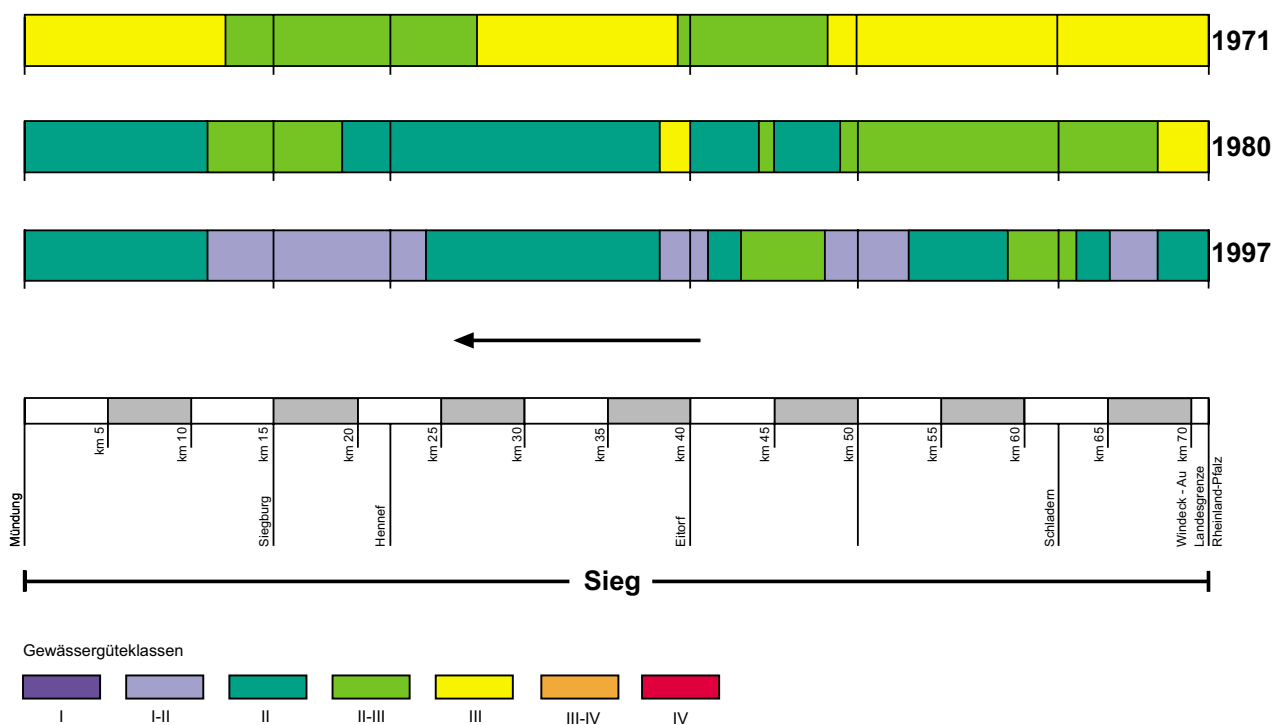


Abb. 2: Entwicklung der Gewässergüte der Sieg von 1971 bis 1997

verfahren die Tropfkörpermethode ab. Dies bedeutete einen technologischen Fortschritt. Zum ersten Mal wurden die Konzentrationen bestimmter Verschmutzungsparameter wie der CSB (**C**hemischer **S**auerstoff**b**edarf) und der BSB (**B**iologischer **S**auerstoff**b**edarf) im Ablauf begrenzt. Dies betraf die Kläranlagen in Windeck-Rosbach, in Eitorf, in St-Augustin-Menden und in Troisdorf. Auch der Neubau der Kläranlage in Windeck-Rosbach und der Wegfall der Kläranlage in Siegburg-Zange wirkte sich positiv aus. Damit verbunden war auch eine Erhöhung des Anschlussgrades von Haushalten an die Kanalisation und die Beseitigung von sogenannten „Bürgermeisterkanälen“. Zwischen 1981 und 1990 wurden durch die Einführung des Abwasserabgabengesetzes weitere Verbesserungen der Gewässergüte erreicht. Bei Kläranlagen, die für mehr als 5.000 Einwohner ausgelegt waren, wurde eine weitere Reinigungsstufe, die sogenannte Nitrifikation eingeführt. Die Elimination von Phosphat war bei Kläranlagen vorgesehen, die für 20.000 Einwohner und mehr dimensioniert waren. Dies betraf die Kläranlagen in Windeck-Au, in Windeck-Schladerm (beide neu errichtet), in Eitorf, in Hennef, in Troisdorf und in Sankt Augustin-Menden. Die Kläranlage in Hennef-Buisdorf wurde in diesem Zeitraum stillgelegt.

Zwischen 1991 und heute wurde eine weitere Erhöhung des Anschlussgrades erreicht und der Ausbau von Kläranlagen ging weiter. Der Schwerpunkt der Abwasserbehandlung lag nun auf dem Ammoniumabbau und auf der Eliminierung der Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphat.

Von Kläranlagen, die für mindestens 5.000 Einwohner ausgelegt waren, wurde eine Denitrifikation gefordert und bei Kläranlagen für mindestens 10.000 Einwohnern zusätzlich noch eine Phosphat-Elimination. Dadurch konnte die Stickstoff- und Phosphatfracht weiter begrenzt werden. Davon betroffen waren die Kläranlagen in Windeck-Au, Windeck-Rosbach, Windeck-Dattenfeld, Windeck-Herchen, Eitorf, Hennef und in Troisdorf. Durch diese Ausbaumaßnahmen ging beispielsweise bei Ammonium-N die Fracht um 35 % und bei Phosphat-P um 30 % zurück.

Neben der Verbesserung der Wasserqualität wurde seit 1987 auch eine Erhöhung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Sieg erreicht. Dazu gehörte die Wiederherstellung der linearen Durchgängigkeit. So wurden vier Fischaufstiegsanlagen (in Siegburg-Buisdorf, in Eitorf-Unkelmühle, in Windeck-Dattenfeld und in Windeck-Schladerm) für insgesamt 4,25 Mio. DM errichtet. Die gleichzeitig begonnenen

Funktionskontrollen an diesen Anlagen wiesen über 40 verschiedene wandernde Fischarten nach, wozu auch die bekanntesten, wie der Lachs, die Meerforelle und das Meerneunauge gehören.

Auf der Grundlage des 1995 fertiggestellten Siegauekonzepts ist es ein wichtiges Ziel, die Gewässerstruktur der Sieg zu verbessern. Aufgrund der unterschiedlichen rechtlichen Voraussetzungen sind die vorgesehenen Maßnahmen vorerst auf die 75 km Fließstrecke in Nordrhein-Westfalen beschränkt.



Abb. 3: Siegaue in Hennef-Blankenberg

Verbesserung der Gewässerstruktur heisst, das Gewässerbett, die Uferregionen und das überschwemmable Umland möglichst in einen naturnahen Zustand zu versetzen. Dazu soll dem Gewässer, dort wo es möglich ist, soviel Raum gegeben werden, dass eigendynamische Entwicklungen einsetzen können. Dies ist verbunden mit Grunderwerb, Zulassen von Seitenerosionen und Hochwasserschäden am Gewässer.

Ein anderer Aspekt im Zusammenhang mit der Renaturierung von Sieg und Aue ist die Rückgewinnung von Rückhalteräumen (überschwemmable Flächen). Zwischen 1850 und heute sind von ursprünglich 3.400 ha Siegauefläche rund 50 % verloren gegangen. Davon sind 33 % durch bauliche Maßnahmen für immer verloren. Bis zum Jahre 2025 soll der Flächenanteil, der bei Hochwasser überschwemmt werden kann, von jetzt 50 % auf 67 % erhöht werden (STÄDTLER 1997).

Literatur

STÄDTLER, E. (1997): Das Gewässerauenkonzept Sieg. Wasser & Boden 49, 35-38.

3.2.2.3 Gewässergüte und ökologischer Zustand der Agger

Dr. Georg Gellert (StUA Köln)

Die Agger ist das bedeutendste Nebengewässer der Sieg. Sie mündet bei Troisdorf nach einer Lauflänge von 74 km in die Sieg. Gewässergüte und -struktur der Agger sind von der Quelle bis zur Mündung durch intensive städtebauliche, industrielle und landwirtschaftliche Nutzung gekennzeichnet.

Auch in der Agger konnte in den letzten 30 Jahren ein Rückgang des Eintrages von gewässerschädlichen Stoffen gemessen werden. **1971** lag eine erhebliche organische Belastung (Güteklasse III) bereits im Oberlauf bis zur Mündung in die Aggertalsperre vor (Abb. 1). Zwar war dort das ganze Spektrum der für die verschiedenen Gütestufen bekannten Indikatorarten vertreten, das Schwergewicht lag jedoch eindeutig bei den Schmutzwasseranzeigern wie bei den Larven der roten Zuckmücke (*Chironomus thummi*) und bei den Schlammröhrenwürmern (*Tubificidae*). Ab der Talsperre flussabwärts war die Agger zunächst gering belastet (Güteklasse I-II). Aber bis zur Einmündung der Dörspe gelangten ungereinigte Abwässer von den Anliegern in die Agger mit der Folge, dass sich die Güteklasse auf II-III verschlechterte. Bedingt durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit trat ab Derschlag eine weitere erhebliche Verschlech-

terung der Güteverhältnisse ein (Güteklasse III-IV). Die Ammoniumkonzentration lag um 3,5 mg/l und der Gesamtposphat-P-Gehalt um 2,5 mg/l. Es kam zu Ablagerungen grauen noch gasenden Schlammes. Der Wasserkörper war intensiv grau gefärbt, sehr stark getrübt und auf der Oberfläche befanden sich fettartige Schlieren. Auch die tierische Besiedlung fügte sich in diesen Rahmen. Es kam in diesem Bereich zu einer Massentwicklung des Schlammröhrenwurmes. Ab Gummersbach-Niederseßmar trat eine Verbesserung der Güteverhältnisse ein. Aber nur zwischen Gummersbach-Vollmerhausen und Engelskirchen-Wiehlmünden lagen akzeptable Verhältnisse von Güteklasse II vor. Weiter bachabwärts verschlechterten sich die Güteverhältnisse zunächst wieder auf Güteklasse III, in Engelskirchen-Loope, bedingt durch die Einmündung des sehr stark verschmutzten Loopebaches, sogar auf Güteklasse IV. Der Unterlauf der Agger bot wieder ein gleichförmigeres Bild. Das Wasser war schwach graubraun gefärbt und mäßig getrübt. Die Ablagerungen bestanden im allgemeinen aus Steinen und Schotter. Der Bestand an Makroorganismen war meist kümmerlich. Die Ammonium-N-Gehalte pendelten zwischen 1 bis 2 mg/l (Güteklasse II-III).

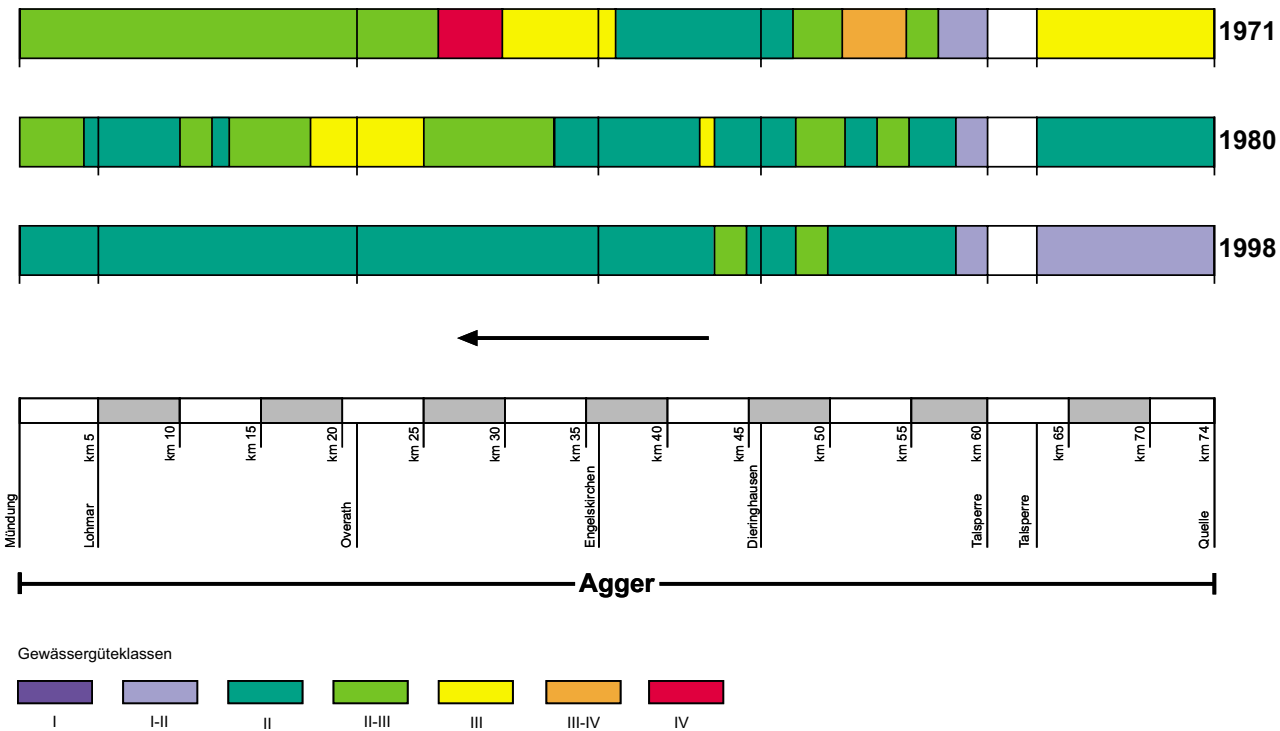


Abb. 1: Entwicklung der Gewässergüte der Agger von 1971 bis 1998

Im Jahre **1980** zeigte sich die Agger insgesamt in einem verbesserten Zustand. Von der Verbesserung profitierte vor allem der Oberlauf. Lediglich zwei kleinere Fließabschnitte (in Osberghausen und in Overath) waren noch stark verschmutzt (Güteklasse III). Ansonsten wechselte die Gewässergüte im Fließverlauf zwischen Güteklasse II und II-III. Dies ist auch auf den Ausbau der Kläranlagen (Belebungsverfahren statt Tropfkörpermethode) in Overath, Engelskirchen, Gummersbach-Krummenohl, Wiehl-Weiershagen, Lohmar-Donrath und Troisdorf zurückzuführen.

Im Jahre **1998** zeigte sich die Wasserqualität bezüglich der chemischen Zusammensetzung weiter verbessert. Die Agger kann nun als überwiegend mäßig belastet (Güteklasse II) angesehen werden. Im Oberlauf, bis zur Mündung in die Talsperre, war sie nun sogar gering belastet (Güteklasse I-II). Lediglich in Gummersbach-Krummenohl und unterhalb des Ablaufes der Kläranlage Gummersbach-Brunohl liegt, aufgrund der dortigen Zusammensetzung der tierischen Lebensgemeinschaft, noch eine kritische Belastung vor (Güteklasse II-III). Auf dem neuesten Stand der Abwasserreinigungstechnik liegen die Kläranlagen Gummersbach-Brunohl, Engelskirchen-Ründeroth, Overath und Lohmar.

Trotz der bisher erzielten Fortschritte in der Abwasserreinigung bleibt die Agger ein problematisches Gewässer. Sie und viele ihrer Zuflüsse sind naturfern ausgebaut worden mit der Folge, dass sich das Substrat besiedlungsunfreundlich für tierische Organismen gestaltet. Über weite Strecken werden die Uferstreifen als Viehweide oder als landwirtschaftliche Kulturf Flächen genutzt. Bei stärkeren Regenfällen muss mit dem Eintrag von Ackerboden (besonders beim Maisanbau ein Problem), von organischen (Gülle) und anorganischen Düngemitteln (Düngersalze) und von Pestiziden in das Gewässer gerechnet werden.

Ein besonderes Problem stellen die 6 **Stauhaltungen** dar. Derartige Anlagen haben **negative ökologische Folgen für das Gewässer**, wie nachfolgend beschrieben wird:

- Im Staubereich erfährt das Gewässer eine Querschnittsvergrößerung, mit einer damit verbundenen Reduzierung der Fließgeschwindigkeit. Infolgedessen sedimentieren dort verstärkt Feinsubstrate, die das Grobsubstrat überdecken. Dadurch geht für viele substratgebun-

dene Organismen der gesamte Lebensraum im Kies-Lücken-System der Gewässersohle verloren.

- Die vornehmlich an die feineren Fraktionen der Sedimente gebundenen Schadstoffe (Schwermetalle, Agrarchemikalien) können unter bestimmten anaeroben Verhältnissen, die sich bei einer längeren Aufenthaltszeit des Wassers im Stauraum ergeben, rückgelöst werden.
- Infolge der vergrößerten Aufenthaltszeit des Wassers steigt die Wassertemperatur in gering durchströmten Staubereichen an. Bei Erwärmung des Wassers sinkt das Bindungsvermögen für Sauerstoff und infolge fehlender Turbulenzen ist der Eintrag atmosphärischen Sauerstoffs verringert, so dass Sauerstoffdefizite im Stauraum entstehen, die Fischsterben auslösen können.
- Niedrige Fließgeschwindigkeiten begünstigen auch die Entwicklung von Algen und Wasserpflanzen, was nicht selten Algenblüten oder Verkrautungen zur Folge hat. Die Photosyntheseleistung einer erhöhten Pflanzenmasse kann insbesondere bei starker Sonneneinstrahlung zu einem erheblichen Anstieg des pH-Wertes und zu Sauerstoffübersättigung führen und birgt damit ebenfalls die Gefahr von Fischsterben in sich.
- Durch die Bauart der Staustufen wird die Durchgängigkeit der Agger unterbrochen. Vor allem die Langdistanzwanderfische wie Lachs und Meerforelle sind von diesen Eingriffen betroffen. Da diese Fische jedoch im Zuge des Aktionsprogramms Rhein der IKS (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) und im Wiedereinbürgerungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen (Wanderfischprogramm 2010) in der Sieg wieder angesiedelt werden, ist es erforderlich, auch für die Agger den Fischwechsel in beide Richtungen sicherzustellen, denn die Agger ist ein ehemals klassisches Laichgewässer dieser Fischarten und als solches zur Sicherung der Fischbestände unentbehrlich.

Der ökologische Zustand der Agger einschließlich ihrer Aue soll daher gemäß den Zielen des Gewässerschutz- und des -auenprogramms des Landes Nordrhein-Westfalen verbessert werden. Durch aufeinander abgestimmte Maßnahmen der Wasser-

wirtschaft, des Landschafts- und Naturschutzes, der Landwirtschaft sowie des Städtebaus soll die Agger eine umfassende ökologische Aufwertung erfahren. Dazu soll das Aggerauenkonzept, das derzeit vom Aggerverband in Zusammenarbeit mit den betroffenen Fachdienststellen erarbeitet wird, die planerischen Grundlagen schaffen und die erforderlichen Maßnahmen vorschlagen.

Bei der Erarbeitung des für die Agger ursprünglich vorgesehenen Bewirtschaftungsplans und bei der Aufstellung des Aggerauenkonzepts wurde deutlich, dass vordringlich Maßnahmen an den Aggerstau-stufen erforderlich werden, um deren Umweltverträglichkeit zu erhöhen. In einer Studie (Aggerstudie, Bonn, 1997 unveröffentlicht) hat das Staatliche Umweltamt Köln Möglichkeiten zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit, zur Sicherstellung einer Mindestwasserführung in den Ausleitungsstrecken und zur Sedimentstabilisierung oder -entnahme vorgeschlagen. Im folgenden werden die erforderliche **Maßnahmen** zusammenfassend beschrieben:

Da an keiner der Staustufen eine Überwindung der Wehre möglich ist, folgt die Forderung, diese baulich so umzugestalten, dass die Wanderung der Fische und der im Fließgewässer lebenden wirbellosen Tierarten möglich wird. Dazu sind Fischaufstiegsanlagen notwendig, über die der erforderliche Mindestabfluss sinnvollerweise in die Ausleitungsstrecken geleitet werden kann.

Ein nachträglicher Einbau von Fischaufstiegsanlagen in eine Staustufe ist mit bautechnischen und rechtlichen Problemen behaftet, handelt es sich bei den Stauanlagen doch meist um ältere Bauwerke, die einerseits unter Denkmalschutz stehen, andererseits aber einer regelmäßigen Anpassung an die Anforderungen der technischen Regelwerke bedürfen. Auch die alten Wasserrechte sind von den geplanten Maßnahmen betroffen und bedürfen zweifellos einer Änderung.

Im folgenden werden die einzelnen Staustufen (Reihenfolge in Fließrichtung) aufgeführt und **individuelle Maßnahmen** zur Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit aufgezeigt.

Die quellnächste **Staustufe Osberghausen** (Abb. 2) wurde 1956 errichtet. An der Wehranlage bietet sich der Bau einer Fischrampe mit einer Steigung 1:20 an. Um die Höhendifferenz zwischen Stauspiegel

und Tosbeckensohle zu überwinden muss sie eine Länge von 121 m aufweisen. Um das Trockenfallen der Agger zwischen dem Absperrbauwerk und dem Auslauf des Krafthauses auf einer Strecke von 200 m zu verhindern, muss an der Wehranlage ein Mindestabfluss von 300 l/s abgegeben werden. Der Stauraum ist seit der Inbetriebnahme zu 2/3 mit Sediment gefüllt. Um dem Gefährdungspotenzial, das von Verfrachtungen der Sedimente in das Unterwasser ausgehen kann, wirksam zu begegnen, sollten sie im Hauptgerinne durch Baggerung entnommen werden. Angrenzende Ablagerungen sollten mit Verbaumaßnahmen stabilisiert werden.



Abb. 2: Das Aggerstauwehr Osberghausen

Die **Staustufe Wiehlmünden** (Abb. 3), errichtet 1930, liegt am Zusammenfluss von Agger und Wiehl. Der Bau einer Fischaufstiegsanlage ist nur auf dem linken Ufer möglich. Diese muss aber mit einer Wassermenge von 500 l/s beschickt werden, um eine ausreichende Leitströmung erzeugen zu können. Bezüglich der Sedimentproblematik verhält es sich wie an der Stauanlage Osberghausen.



Abb. 3: Das Aggerstauwehr Wiehlmünden

Das Wasserkraftwerk **Haus Ley** (Abb. 4) wurde 1955 in Betrieb genommen. Die Stauhaltung hat eine Länge von 800 m. Trotz des Höhenunterschiedes von 7,2 m ist der Bau eines Umgehungsgerinnes mit einem Gefälle von 1:20, bevorzugt am rechten Ufer, möglich. Aufgrund dieser Gegebenheiten wird das Gerinne eine Länge von 145 m aufweisen.



Abb. 4: Das Aggerstauwehr Haus Ley

Ein Mindestabfluss muss für dieses Kraftwerk nicht festgesetzt werden, da es im Hauptstrom liegt, das Wasser von der Staustufe also ohne Verzögerung in das Gewässerbett abgegeben wird. Die Sedimentablagerungen könnten nach einem Gutachten des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft an der RWTH Aachen im Stauraum verbleiben, da die Ablagerungen im Normalbetrieb nicht nennenswert erodieren. Um Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensgemeinschaft bei Sedimentabgängen zu vermeiden, soll der Zufluss ohne zeitliche Verzögerung bis zum Absperrbauwerk über ein durch Leitwerke gestaltetes Hauptgerinne gelangen.

Die lang gestreckte 1928 gebaute **Staustufe Ohl-Grünscheid** wird auf der rechten Seite durch einen Bahndamm und auf der linken Seite durch einen Steilhang begrenzt. An dieser Anlage müssen zwei Fischaufstiegsanlagen, nämlich am Krafthaus und am Wehr, gebaut werden. Die Fische wandern den Leitströmen der Turbinenausläufe und des Wehrüberfalls entgegen. An der Wehranlage ist ein Mindestabfluss von 600 l/s ganzjährig über die zu errichtende Fischaufstiegsanlage abzuführen. Zur Beschickung der Fischaufstiegsanlage am Krafthaus sind nochmals 300 l/s erforderlich. Das Sediment im Stauraum muss nicht entfernt werden.

Zur Vermeidung von Verfrachtungen sollte der Abflussquerschnitt durch Längsbauwerke innerhalb des Stauraums eingeengt werden.

Die 1932 errichtete Staustufe **Ehreshoven** besteht aus zwei Anlagen, **Ehreshoven I** und **Ehreshoven II**, die durch einen 1,2 km langen Triebwerkskanal miteinander verbunden sind. Die Agger verläuft von der Stauhaltung **Ehreshoven I**, neben dem Triebwerkskanal in ihrem ursprünglichen Bett bis ca. 50 m unterhalb von **Ehreshoven II**. Dort mündet der Kanal wieder in die Agger. Die Durchgängigkeit kann durch den Bau von Fischaufstiegsanlagen am Wehr von **Ehreshoven I** und an den Krafthäusern von **Ehreshoven I und II** erreicht werden. Damit wird den Fischen eine Wanderung sowohl über die Triebwerkskanäle als auch über die ursprüngliche Agger ermöglicht. Dafür muss im ehemaligen Aggerbett eine Mindestwassertiefe von 20 cm vorliegen, erreichbar durch die Einengung des Flussbettes und einer Mindestwassermenge von 600 l/s. Am Wehr **Ehreshoven I** bietet sich der Bau einer Fischrampe an. An den Krafthäusern können die Umlaufkanäle zum Umbau als Fischaufstiegsanlagen genutzt werden. Die in den Stauhaltungen Ehreshoven I und II lagernden Sedimente sollten wegen ihrer hohen Schwermetallgehalte und wegen der Erosionsgefahr bei extremen Abflüssen durch Ausbaggerungen entfernt werden.

Literatur

StUA Köln (1997): Aggerstudie, unveröff.

3.2.3 Die Wupper - Vom „Schwarzen Fluss“ zum Lachsgewässer?

Jochen Lacombe, Klaus Macke (StUA Düsseldorf) & Dr. Georg Gellert (StUA Köln)

Einführung

Die Wupper (Abb. 1) entspringt unter dem Namen Wipper im Oberbergischen Land. Die sogenannte Obere Wupper reicht bis zum Stausee Beyenburg oberhalb der Stadt Wuppertal. Als Untere Wupper bezeichnet man sie ab der Staumauer des Beyenburger Stausees. Sie durchquert anschließend das nördliche Bergische Land, vorbei an den Städten Wuppertal, Remscheid und Solingen, bevor sie bei Leverkusen-Opladen das Mittelgebirge verlässt und in die Köln-Bonner Rheinebene eintritt. Nach insgesamt 114 km Fließstrecke durch ein 827 km² großes Einzugsgebiet mündet sie bei Leverkusen in den Rhein.

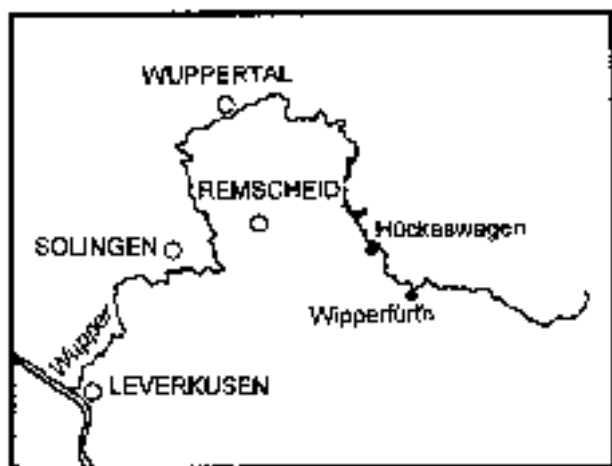


Abb. 1: Übersicht über den Verlauf der Wupper

Im gesamten Einzugsgebiet der Wupper leben derzeit ca. 900.000 Einwohner, davon ca. 835.000 im Bereich der Unteren Wupper. Städte über 20.000 Einwohner im Einzugsgebiet der Wupper sind: Wipperfürth, Radevormwald, Schwelm, Wuppertal, Remscheid, Solingen, Wermelskirchen, Leichlingen und Leverkusen.

Drei größere Kläranlagen leiten ihre Abwässer in die Obere Wupper: Wipperfürth, Hückeswagen, Radevormwald. Vier bedeutende Kläranlagen leiten ihre Abwässer in die Untere Wupper. Es sind dies die kommunalen Kläranlagen Buchenhofen und Kohlfurth (beide Wuppertal), Solingen-Burg sowie die Kläranlage Rutenbeck der Firma Bayer AG in Wuppertal-Elberfeld. Weitere stoffliche Belastungen ergeben sich aus einer Vielzahl von kleineren Ein-

leitungen und Kanalüberläufen vor allem im Bereich der Großstädte. Zwei Heizkraftwerke und mehrere Industriebetriebe leiten in Wuppertal Kühlwasser in die Wupper ein. An mehreren Stellen wird die Wasserkraft der Unteren Wupper zur Stromerzeugung genutzt.



Abb. 2: Die Wupper in Wuppertal-Elberfeld.

Die Untere Wupper ist ein Fischgewässer im Sinne der Fischgewässer-Richtlinie der Europäischen Union. Außerdem ist sie Teil des Programms „Lachs 2000“ der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), das die Wiederansiedlung des Lachses wegen des zahlreichen Vorhandenseins geeigneter Laichgebiete in der Wupper vorsieht.

Entwicklung der Gütesituation der Oberen Wupper in den vergangenen 30 Jahren

Der Oberlauf der Wupper, Wipper genannt, befand sich 1970 in einem befriedigenden Zustand (Güteklasse II). Ab Wipperfürth bis Radevormwald-Krebsöge war sie stark verschmutzt (Güteklasse III). Aus heutiger Sicht unvorstellbar hohe Konzentrationen von Ammonium-N (um 15 mg/l) und Gesamtphosphat-P (um 16 mg/l) wurden in diesem Abschnitt gemessen. Im weiteren Verlauf ab Radevormwald-Wilhelmsthal wurde durch den Zufluss des Lennepers Baches die Wupper bis zur Mündung der Uelfe sogar übermäßig verschmutzt (Güteklasse IV). Das Flussbett der Wupper war in diesem Bereich mit grauem, flockigem Schlamm bedeckt.

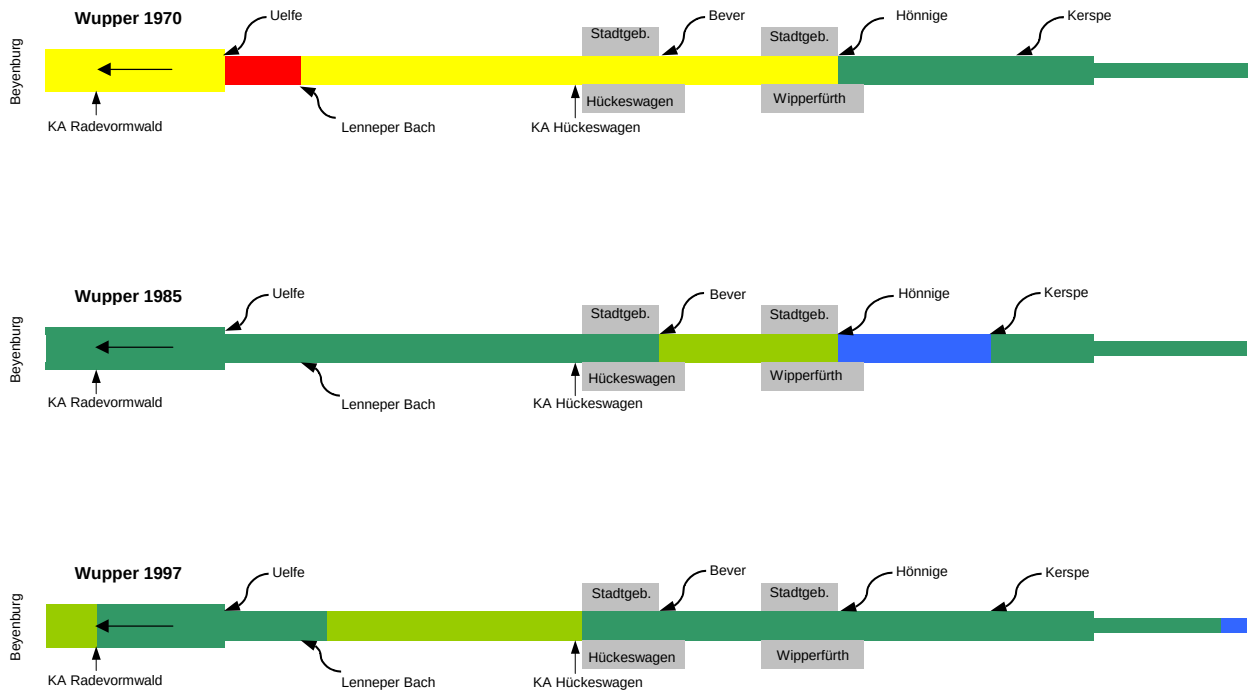


Abb. 3: Gewässergüte der Oberen Wupper im Vergleich der Jahre 1970, 1985 und 1997

Dargestellt sind die einleitenden Kläranlagen, die Ausdehnung des bebauten Stadtgebietes der Städte sowie die wichtigsten einmündenden Seitengewässer.

Vorherrschender Organismus war der „Abwasserpilz“ *Sphaerotilus natans* (in Wirklichkeit ein Bakterium). Mit der Einmündung der Uelfe (Güteklasse II) verbesserte sich die Gewässergüte möglicherweise durch Verdünnungseffekte bis zum Beyenburger Stausee um eine Klasse auf Güteklasse III (Abb. 3).

Im Jahre 1985 konnte eine messbare Verbesserung der Gewässergütesituation der Oberen Wupper festgestellt werden. Lediglich die Fließstrecke zwischen der Einmündung der Hönninge und der Ortslage Hückeswagen war noch kritisch belastet (Güteklasse II-III). Ansonsten lag Güteklasse II vor, zwischen den Mündungen von Kerspe und Hönninge sogar Güteklasse I-II.

Im Vergleich zu den Untersuchungsergebnissen von 1985 hat sich die Gewässergüte der Oberen Wupper im Jahre 1997 nur wenig verändert. An der quellnächsten Messstelle (uh. Marienheide-Holzwitter) ist die Wipper nur noch gering belastet (Güteklasse I-II). Dort konnte sogar der Strudelwurm *Polycelis felina*, eine der empfindlichsten Arten gegenüber organischer Verunreinigung, gefunden werden. Im weiteren Verlauf ist die Obere Wupper (Wipper) bis zur Wuppervorsperre durchgängig

mäßig belastet (Güteklasse II). Gegenüber der quellnächsten Messstelle nimmt aber der Bewuchs mit Fadenalgen zu, während im Artenbestand der Gewässertiere regelmäßig der Rollegel (*Erpobdella octoculata*) und gelegentlich auch die Wasserassel (*Asellus aquaticus*) als Verschmutzungszeiger auftreten. Unterhalb der Wuppervorsperre liegt eine kritische Belastung der Wupper vor (Güteklasse II-III), angezeigt durch die dortige Zusammensetzung der tierischen Lebensgemeinschaft und durch einen erhöhten Ammonium-N-Gehalt von 1,2 mg/l.

Verantwortlich hierfür ist die Kläranlage Hückeswagen, die in die Wuppervorsperre einleitet. Diese Anlage unterliegt zwar verschärften Anforderungen bei der Abwasserreinigung (Eliminierung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor), dennoch muss es aus wasserwirtschaftlicher Sicht als ungünstig bezeichnet werden, dass eine Kläranlage in ein stehendes Gewässer einleitet. Derartige Vorfluter sind nur gering belastbar und unterliegen der ständigen Gefahr der Eutrophierung, weil gereinigtes Abwasser unabhängig vom Reinigungsgrad immer Pflanzennährstoffe enthält.

Weiter flussabwärts verbessert sich die Wupper wieder auf Güteklasse II. Erst durch den Ablauf der

Kläranlage Radevormwald erfährt die Wupper wieder eine Güteverschlechterung um eine Stufe auf Güteklasse II-III (kritisch belastet), angezeigt durch einen Saprobienindex von 2,4. Allerdings steht der Ausbau dieser Kläranlage und damit eine Verbesserung der Gütesituation unmittelbar bevor.

Die Untere Wupper – Geschichte eines Industrieflusses

Vor 1900

In der vorindustriellen Zeit war die Wupper ein vom Menschen nur wenig beeinflusster, schnellfließender Mittelgebirgsfluss mit reichhaltigen Strukturen wie z. B. Stromschnellen, Kolken, Uferbuchten etc. Die Ufer waren größtenteils beschattet, in den Talauen wechselten sich Wiesen und Wälder ab. Das Wasser war klar, kühl und sauerstoffreich. Der Fischbestand war reichhaltig, so dass die Fischerei eine bedeutende Rolle spielte. Die häufigste Fischart war sicherlich die Bachforelle, daneben kamen eine Vielzahl von Fischarten aus der Forellen-, Äschen- und Barbenregion vor. Von den Wanderfischen waren Aal und Lachs häufig. Die Bedeutung des Lachses für die Ernährung der Bevölkerung spiegelt sich in alten Ortsbezeichnungen (z. B. „Lachsfang“ in Solingen-Burg) und in seiner Darstellung im Leichlinger Stadtwappen aus dem 14. Jahrhundert wieder (Abb. 4).



Abb. 4: Stadtwappen von Leichlingen aus dem 14. Jahrhundert.

Die Wasserführung der Wupper war aufgrund der hohen Niederschläge in Verbindung mit der hohen Reliefenergie des Einzugsgebietes geprägt durch starke Abflussschwankungen: Häufigen Hochwässern mit weiträumigen Talüberschwemmungen folgten ausgeprägte Niedrigwasserstände.

Bis ins 16. Jahrhundert wurde der Fluss neben der Fischerei vorwiegend für den Antrieb wassergetriebener Mühlen, Schleifkotten und Hammer Schmieden genutzt. Zahlreiche kleinere Wehran-

lagen mit Mühlgräben waren hierzu notwendig. Sie stellten jedoch nur einen vergleichsweise geringen Eingriff dar, der das Gewässer nur wenig beeinträchtigte. Im Jahre 1527 jedoch wurde der eigentliche Grundstein für die weitere Entwicklung der Wupper als Industriefluss gelegt: Durch den Herzog von Berg erhielten die Gemeinden Barmen und Elberfeld das Exklusivrecht für die Garnbleichung. Hierzu waren das klare, weiche Wasser der Wupper und die ausgedehnten Wupperwiesen bestens geeignet. Bald folgten andere Produktionsbereiche der Textilfabrikation wie z.B. Färbereien und Webereien. Später siedelten sich Maschinenbaubetriebe an, die die an der Wupper mit Macht stattfindende industrielle Revolution mit den notwendigen Maschinen versorgte. Metallverarbeitende Betriebe, deren Tradition auf wasserkraftbetriebene Hammerwerke zurückgeht, entstanden auch in den Nachbarstädten Remscheid und Solingen.

War die Garnbleiche, bei denen das angefeuchtete und mit Pottasche bestreute Garn auf den sogenannten Bleichwiesen der Sonne ausgesetzt wurde, noch eine die Wupper vergleichsweise wenig belastende Methode, die sogar besonders sauberes Wasser erforderte, so führten insbesondere die Färbereien und Tuchdruckereien schnell zu massiven Verschmutzungen der Wupper. Volkstümlich wurde die Wupper auch als „Schwarzer“ bzw. „Bunter Fluss“ bezeichnet. Hinzu kamen die Hausabwässer der rasch zu industriellen Zentren wachsenden Städte Barmen und Elberfeld. Das u. a. auch durch Fäkalien verunreinigte Wupperwasser, das sich bei Hochwasser auch noch in die Talgründe ergoss, rief neben anderen epidemischen Erkrankungen (z.B. Typhus) mehrere bedeutende Cholera-epidemien hervor, so 1849/50, 1859 und 1866/67. Sie forderten viele Opfer und verbreiteten unter der Bevölkerung Angst und Furcht, insbesondere da über ihre Ursachen noch nicht viel bekannt war.

So kam es, dass die Wupper bereits Anfang des 19. Jahrhunderts so massiv verschmutzt war, dass die Fischerei unterhalb von Barmen vollends zum Erliegen kam: Seit Anfang des 19. Jahrhunderts stiegen auch immer weniger Lachse zum Abbläichen auf, bis im Jahre 1830 der letzte Wupperlachs gesichtet wurde. Es häuften sich Klagen über die Verschmutzung der Wupper. Neben den ungeklärt eingeleiteten Fäkalien spielten sicherlich organische und saure Abwässer sowie salz- und schwermetallhaltige Abwässer der Industrie die bedeutendste

Rolle. Es sei vermerkt, dass die anfallenden enormen Schlammmassen der Wupper, die wahrscheinlich ebenfalls hochgradig belastet waren, zeitweise zum Bau von Deichen verwendet wurden. Die in späteren Jahren festgestellte und auf die häufigen Überschwemmungen zurückzuführende massive Schwermetallbelastung der Wupperauen wurde hierdurch sicher noch verstärkt.

Zitate:

" ... Der schmale Fluß ergießt bald rasch, bald stockend seine purpurnen Wogen zwischen rauchigen Fabrikgebäuden und garnbedeckten Bleichen hindurch; aber seine hochrote Farbe ... rührt nicht von Scham über das Treiben der Menschen, obwohl dazu wahrlich Grund genug vorhanden ist, sondern einzig und allein von den vielen Türkischrot-Färbereien."

(Friedrich Engels, Briefe aus dem Wuppertal, 1839)

" ... Die Wupper schleppt täglich etwa 150 Tonnen Unrat jeglicher Art fort, der bei gewöhnlichem Wasserstande bis zur Hälfte sich im Wupperbette ablagert und auf der Strecke zwischen Opladen und Rittershausen zeitweise wahrhaft schauderhafte Miasmen verbreitet. Jedes Hochwasser der Wupper führt dann Tausende Tonnen der stinkenden, faulenden Wasser auf die niedrig gelegenen Seitengelände, wo sie weiterfaulend die Luft verpestet und ihre Rückstände dicke Anschwemmungen bilden, welche noch stinken, sobald sie ihrer obersten Narbe beraubt werden. Noch größer sind die Massen des Unrats, welche das Hochwasser in den Rhein bringt, sodaß derselbe zuweilen tagelang bis weit unterhalb Düsseldorf schwarz-grau gefärbt erscheint..."

(Gutachten des Königlichen Gewerberates Dr. Wolff, 1886)

1900 bis 2. Weltkrieg

Im Prinzip setzte sich der bereits im 19. Jahrhundert weit fortgeschrittene Prozess der Industrialisierung mit den bereits geschilderten Folgen für die Wasserqualität der Wupper fort. Zwar führten die Produktionsausfälle während des 1. Weltkriegs zu einer kurzen Erholungsphase für die Wupper, doch brachte andererseits die Einführung chemischer Färbestoffe (z.B. Indanthrenfarben) und anderer chemischer Produkte (z. B. Pharmaka, Pflanzenschutzmittel) eine neue Qualität der Belastung. Der Wechsel zur vielfältigen Chemieindustrie wurde ein-

geleitet. Obwohl bereits Ende des 19. Jahrhunderts ein Teil der Chemieproduktion des bedeutendsten Betriebes, der Bayerischen Farbenfabriken, nach Leverkusen an den Rhein verlegt wurde, wirkte sich der an der Wupper verbleibende Produktionsbetrieb dennoch maßgeblich auf deren Wasserqualität aus. Der Bau einer Kanalisation in Wuppertal (Beginn: Ende des 19. Jahrhunderts) und der Kläranlage Buchenhofen (1906) brachte für die Wupper zeitweise sogar eine zusätzliche Verschlechterung der Wasserqualität, da nun plötzlich auch Abwässer, die vorher versickert oder als Dünger auf die Felder gebracht worden waren, der Wupper – ungenügend geklärt – direkt zugeführt wurden.

Neben der Wasserverschmutzung im engeren Sinne traten wiederkehrende extreme Hochwässer und die vor allem bei Niedrigwasser unerträgliche Geruchsbelästigung durch die stinkende Wupper immer wieder in Erscheinung. Man begann darüber nachzudenken, den Abfluss der Wupper durch den Bau von Talsperren im Einzugsgebiet zu regulieren, ein Prozess, der erst 1988 mit der Fertigstellung der Wuppertalsperre seinen Abschluss fand. Für den Gestank der Wupper machte man vor allem die enormen Schlammengen verantwortlich, die sich oberhalb der zahlreichen Wehre ansammelten. Diese verschärften durch ihren Rückstau zudem die Hochwasserproblematik. Die hohe Schlammfracht machte ihrerseits den Betrieb der den Wehren angeschlossenen Wasserkraftanlagen oft unmöglich, so dass viele Betriebe zunehmend auf Dampfmaschinen und Elektrizität umrüsteten. Der 1931 gegründete Wupperverband nahm sich des Baus und Betriebs der Kläranlagen sowie der Themen Hochwasserschutz und Rückbau von Wehren an.

Zitate:

" ... Berücksichtigt man weiter, daß die beiden Städte (Barmen und Elberfeld, Anm. d. Verf.) eine ganz eigenartige Industrie haben, welche neben Färbereien, Wäschereien, Bleichereien, Stoffveredelungsanstalten auch Lederbearbeitungs- und Papierfabrikation, Metallbeizereien und chemische Fabriken bis zur Größe der Bayerischen Farbenfabriken aufweisen, so wird man erkennen, daß die eigenartige Zusammensetzung dieser Abwässer weitere erhebliche Schwierigkeiten für die Reinigung bieten muß. ..."

(Beigeordneter Stadtbaurat Lothar Schönfelder, 1907)

"... Die Untersuchungen zeigen, daß sie (die Wupper, Anm. d. Verf.) von da an immer schlechter wird und schließlich unterhalb der Bayerschen Fabriken in Elberfeld nur noch eine Schmutzwasserflora aufweist, in der durch die 'desinfizierend' wirkende Kraft der eingeleiteten Fabrikabwässer alle höheren Lebewesen abgetötet sind, und die Wupper durch 'Emporschnellen' der Verunreinigung nur noch einem Abwasserfluß gleicht..."

(Gutachten der Königlichen Versuchs- und Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung Berlin, 1911).

"... Fische, überhaupt jedes lebende Wesen, ist im Wupperwasser unmöglich, und man hat bei Wehrbauten in der Wupper vergebens nach irgendwelchen Spuren von organischen Lebewesen gesucht, nicht das kleinste Würmchen ist zu entdecken ..."

(Albert Schmidt, 1913)

Nachkriegs- und Wirtschaftswunderzeit und 60er Jahre

Im Archiv des StUA Düsseldorf datieren die ältesten vorhandenen, systematischen Güteuntersuchungen an der Wupper aus dem Jahre 1947, sie wurden vom Wupperverband durchgeführt. Die Methodik ist mit der heute üblichen Gütebestimmung nicht direkt vergleichbar, jedoch wurden bereits optische und organo-leptische, chemische und biologische Befunde herangezogen (s. Zitat unten). Spätere Untersuchungen (ab 1959) wurden zunächst vom Bundesgesundheitsamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (Berlin), später von der Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz NW und dem Landesamt für Wasser und Abfall NW durchgeführt, bevor das Wasserwirtschaftsamt II, das hieraus hervorgegangene Staatliche Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft (StAWA) bzw. das heutige Staatliche Umweltamt (StUA) regelmäßige eigene Untersuchungen durchführten.

Zu Beginn der 60er Jahre sind in Wuppertal nahezu alle Wupperanlieger einschließlich des Bayerwerkes an die städtische Kanalisation und somit an die Kläranlage Buchenhofen angeschlossen. Weitere Klärwerke unterhalb der Stadt Wuppertal (Kohlfurth, Burg) sind in Planung.

Diese abwassertechnischen Fortschritte wurden jedoch weitgehend durch die wachsende Bevölke-

rung und die veränderte Produktpalette der an der Wupper ansässigen Industrie wieder zunichte gemacht. An dem schlechten Grundzustand der Wupper unterhalb der Stadt Wuppertal änderte sich somit wenig.

Zitate:

"... Die stärkste Änderung des Wupperwassers bringt nach wie vor der Auslauf der Kläranlage Buchenhofen mit sich. ... Gegenüber allen bisherigen Probeentnahmestellen macht die Wupper dort den schlechtesten Eindruck. Die physikalische, chemische, bakteriologische und biologische Belastung des Flusses ist so groß, daß die Wupper die zugeführten Schmutzmengen bis zur Mündung in den Rhein nicht aus eigener Kraft verarbeiten kann. ... Wenn die Gesamtzahl der Keime mit 24.000 (pro ml, Anm. d. Verf.) auch gering erscheint, so muß man sie doch auf die zerstörende und entwicklungshemmende Wirkung der Wuppertaler chemischen Industrieabwässer zurückführen. Praktisch ist das Wupperwasser in Kohlfurth als ein vorgereinigtes Abwasser anzusprechen. ..."

(Untersuchungsbericht über die Wupper, Wupperverband, 1947).

Die 70er Jahre und die 80er Jahre

Der zeitweise schauerhafte Gestank der Wupper, des „Schwarzen Flusses“, war schon im 19. Jahrhundert allbekannt und viel beklagt. Daran änderte sich bis in die 80er Jahre des 20. Jahrhunderts wenig. So gab es z. B. 1973 an den nahe der Wupper gelegenen Schulen der Stadt Leichlingen im Sommer zeitweise „stinkefrei“, weil ein geordneter Unterricht wegen der Wupperausdünstungen nicht möglich war. Auch dem Regierungspräsidenten in Düsseldorf wurden immer wieder Klagen über diesen Zustand vorgelegt. Trotz mehrfacher Sonderuntersuchungen und umfangreicher Analysen des Staatlichen Amtes für Wasser- und Abfallwirtschaft Düsseldorf, des Wupperverbandes und anderer Stellen konnte die eigentliche Ursache des Gestanks nicht eindeutig identifiziert werden. Man einigte sich schließlich darauf, dass der oft als „esterartig“ bezeichnete Geruch, an Mercaptane und Thioester erinnernd, vorwiegend auf flüchtige Schwefelverbindungen zurückzuführen war. Manchmal traten auch phenolische Gerüche auf. Die

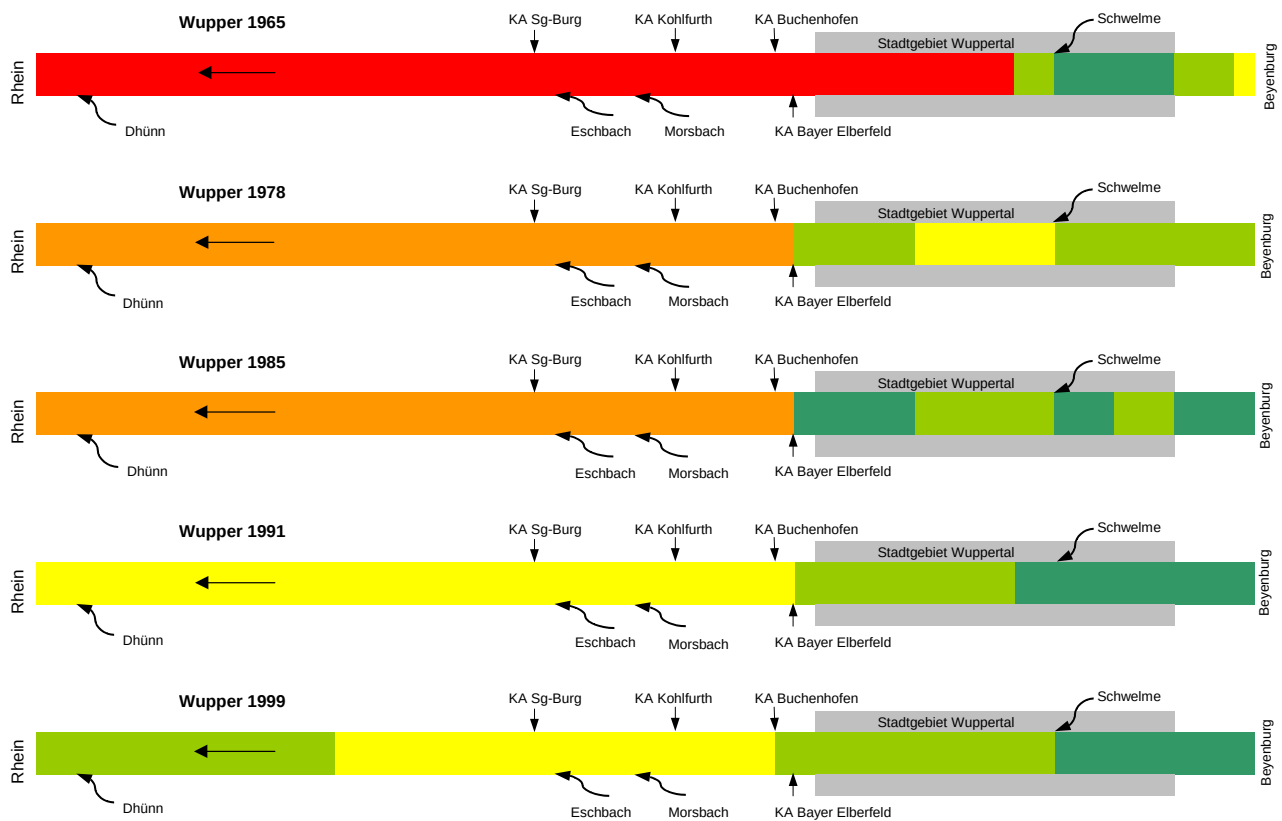


Abb. 5: Gewässergüte der Unteren Wupper im Vergleich der Jahre 1965, 1978, 1985, 1991 und 1999

Dargestellt sind die einleitenden Kläranlagen, die Ausdehnung des bebauten Stadtgebietes der Stadt Wuppertal sowie die wichtigsten einmündenden Seitengewässer. Die Wupper gehört im gesamten betrachteten Bereich der Abflussgrößenklasse 10 – 50 m³/s MQ an.

genaue Ursache blieb im Dunkeln, man vermutete lediglich, dass es durch das Zusammenkommen mehrerer Einzelfaktoren, zu denen unter anderem auch die Abwässer der chemischen Industrie gehörten, zu einer chemischen Reaktion im Wasser der Wupper kam, die den Gestank verursachte. Eine Verbesserung ergab sich erst gegen Ende der 80er Jahre, wohl infolge der Niedrigwasseraufhöhung durch die mittlerweile fertiggestellte Wuppertalsperre. Doch auch heute noch verbreitet die Wupper zeitweise einen zwar nur noch leichten, aber typischen Eigengeruch.

Das schon aus dem 19. Jahrhundert bekannte Problem der Giftigkeit des Wupperwassers gegenüber Wassertieren konnte in den 80er Jahren durch die Einführung neuer Untersuchungsmethoden genauer untersucht werden. Besonders der von KNIE an der Wupper angewendete sogenannte Daphnientest, bei dem lebende Wasserflöhe (Daphnien) dem zu untersuchenden Wasser ausgesetzt werden, brachte erschreckende Ergebnisse. So wurde z. B. an der

Kohlfurthener Brücke im Jahre 1983 ein Spitzenwert von GD=32 gemessen (Abb. 6). Dies bedeutet, dass man das Wupperwasser mit reinem Wasser auf das 32fache Volumen verdünnen musste, um die Wasserflöhe im Test am Leben zu erhalten.

In späteren Jahren konnten durch weitere toxikologische Untersuchungsmethoden zusätzliche Gift-

Zitat aus KNIE (1983): "Während die mit Algen und Bakterien durchgeführten Tests keine nennenswerten Aussagen erlaubten und sich das Wupperwasser als nicht akut fischtoxisch zeigte, konnte mit dem Daphnientest die nachhaltige Vergiftung der Wupper unterhalb der Kläranlage Rutenbeck (der Bayer AG, Inbetriebnahme 1977, Anm.d.Verf.) nachgewiesen werden. Von dieser Vergiftung sind neben vielen anderen Organismen auch so wichtige Fischnährtiere wie Kleinkrebse und Insektenlarven betroffen, die ab dieser Stelle – wie es die ökologischen Erhebungen belegen – in der Wupper nicht mehr vorkommen."

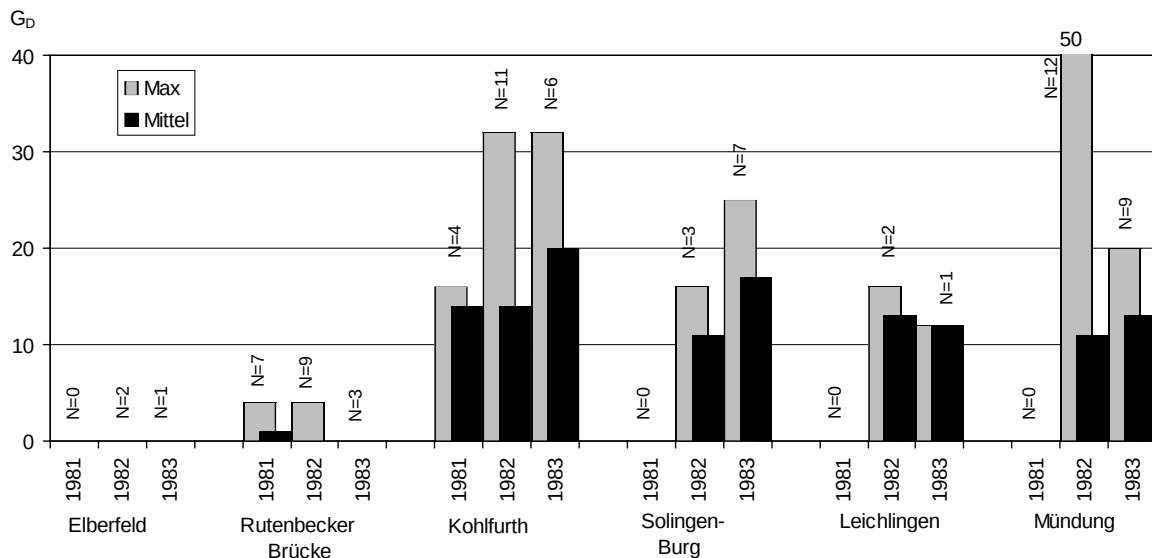


Abb. 6: Giftigkeit der Wupper gegenüber Wasserflöhen (Daphnientoxizität) in den Jahren 1981-1983
Dargestellt sind die Maxima und die Mittelwerte, N= Zahl der Messungen (Daten aus: KNIE 1983)

wirkungen nachgewiesen werden (Algen-, Leucht-bakterien- und neuerdings Gentoxizität). Diese wissenschaftlichen Untersuchungen waren der Auslöser umfangreicher innerbetrieblicher Maßnahmen und Sanierungen, deren Ziel die Reduzierung der giftigen Wirkung der eingeleiteten Abwässer war.

In den 80er Jahren hatte sich die Situation der Wupper soweit verbessert, dass sich wieder ein gewisser Fischbestand etablieren konnte. Allerdings kam es immer wieder zu Fischsterben im Bereich der Stadt Wuppertal oder weiter flussabwärts. Ursachen waren Betriebsstörungen bei verschiedenen Industriefirmen, bei denen fischtoxische Stoffe (z. B. Tenside, Ammoniaklauge, Natronlauge) in die Wupper gelangten oder Sauerstoffmangel infolge der regenbedingten Einleitung von Mischwasser aus dem alten Trennsystem der Stadt Wuppertal. Typische Schlagzeilen:

**„Fischsterben in der Wupper –
Woher kam die Giftwelle ?“
(WZ-GA, 9.11.1982)**

**„Fischsterben in der Wupper –
Unglaubliche Schlamperei“
(Wupper Nachrichten Nr. 3, 7.2.1987)**

**„Unfaßbare Katastrophe –
Weitere 27 Zentner Kadaver geborgen“
(WZ-GA, 16.6.1988)**

Die 90er Jahre

1990 legte das Staatliche Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft Düsseldorf den Bewirtschaftungsplan „Untere Wupper“ vor, der als Grundlage für alle behördlichen Entscheidungen bis heute Gültigkeit hat. Als allgemeine Ziele wurden der Schutz und die Reinhaltung der Gewässer, die Verbesserung der Lebens- und Umweltqualität sowie die Verminderung des Nähr- und Schadstoffeintrags in Rhein und Nordsee formuliert.

Die Überwachung der Einleiter und der Gewässergüte der Wupper war seitens des Staatlichen Amtes für Wasser- und Abfallwirtschaft Düsseldorf und des Landesamtes für Wasser und Abfall NW schon gegen Ende der 80er Jahre intensiviert worden. Besonderes Augenmerk richtete man auf die giftig wirkenden Substanzen, die vor allem durch die chemische Industrie eingeleitet wurden. Zu nennen sind vor allem (Thio-)Phosphorsäureester aus der Insektizidproduktion, Triazolfungizide und Anilin- und Pyridinderivate. So konnte nicht nur der Verursacher identifiziert werden, sondern es wurden auch Schwachpunkte bei der Abwasserreinigungstechnik aufgedeckt. In Leverkusen-Opladen richtete das Landesamt für Wasser und Abfall NW eine Messstation für die kontinuierliche Überwachung chemischer und toxikologischer Parameter ein.

Durch Produktionsumstellungen und andere innerbetriebliche Maßnahmen der Bayer AG konnte in den Jahren 90 bis 91 die Belastung der Wupper

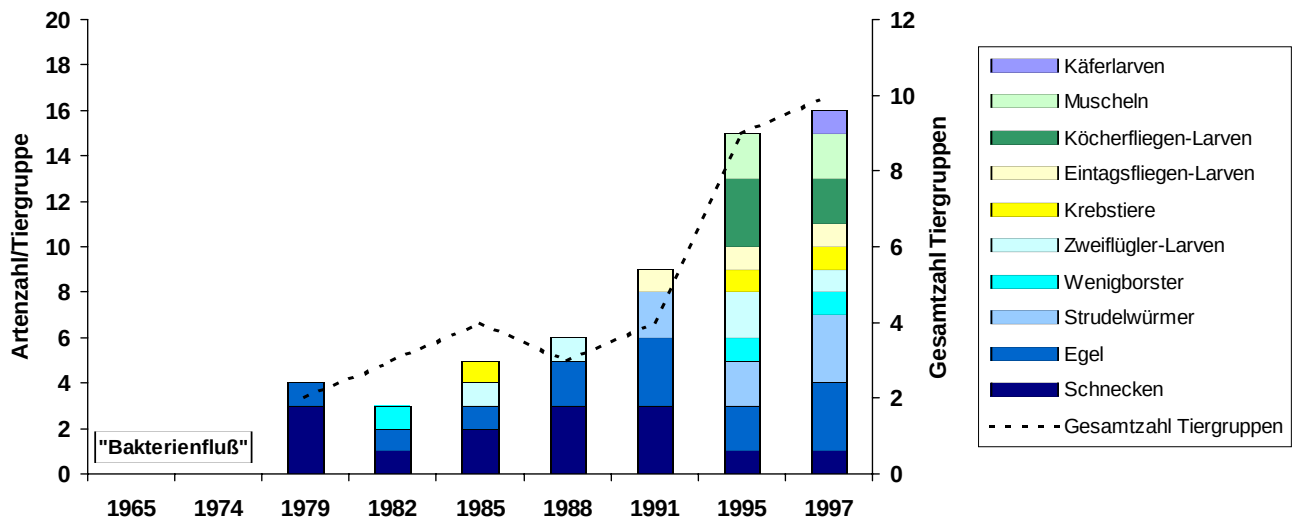


Abb. 7: Wiederbesiedlung der Unteren Wupper mit Kleinlebewesen an der Untersuchungsstelle Kohlfurther Brücke (1965 – 1997), exemplarisch für ausgewählte Tiergruppen. (Aus: STRÜDER & LACOMBE (1999))

z.B. durch Phosphorsäureester rapide gesenkt werden. Die Folgen für die Wupper waren im positiven Sinne dramatisch: Plötzlich tauchten in der Unteren Wupper wieder einige Tiere auf, die seit Jahrzehnten verschwunden waren, so z. B. verschiedene Insektenlarven und Kleinkrebse (Abb. 7). Ein wichtiger Schritt in Richtung der Gesundung des Patienten Wupper war getan.

Leider konnte sich diese positive Entwicklung bisher nicht kontinuierlich fortsetzen. Die Belastungssituation der Unteren Wupper ist immer noch komplex und verhindert eine weiter fortschreitende Wiederbesiedlung des Gewässers. Wichtige Tiergruppen, vor allem solche, die an die Wasserqualität und den Sauerstoffgehalt höhere Ansprüche stellen (z. B. Steinfliegenlarven), fehlen weiterhin in der Wupper. Größere Sanierungsmaßnahmen wie z. B.

der Ausbau der Kläranlage Buchenhofen oder der Bau des Hauptsammlers in Wuppertal wurden zwar bereits begonnen, werden aber noch einige Jahre in Anspruch nehmen.

So weist die Untere Wupper weiterhin eine Belastung mit Ammonium auf (Abb. 8), die hauptsächlich aus der Kläranlage Buchenhofen stammt. Obwohl selbst nicht giftig, kann aus Ammonium unter ungünstigen pH- und Temperaturbedingungen Ammoniak entstehen, der für Fische und wirbellose Tiere sehr giftig ist. Vor allem aber wird Ammonium unter Sauerstoffverbrauch durch die Tätigkeit nitrifizierender Bakterien zu Nitrat oxidiert. Auf das hierdurch entstehende Sauerstoffdefizit reagieren viele Bachbewohner sehr empfindlich; möglicherweise ist dies der Grund für die nach wie vor deutlich verarmte Besiedlung der Wupper.

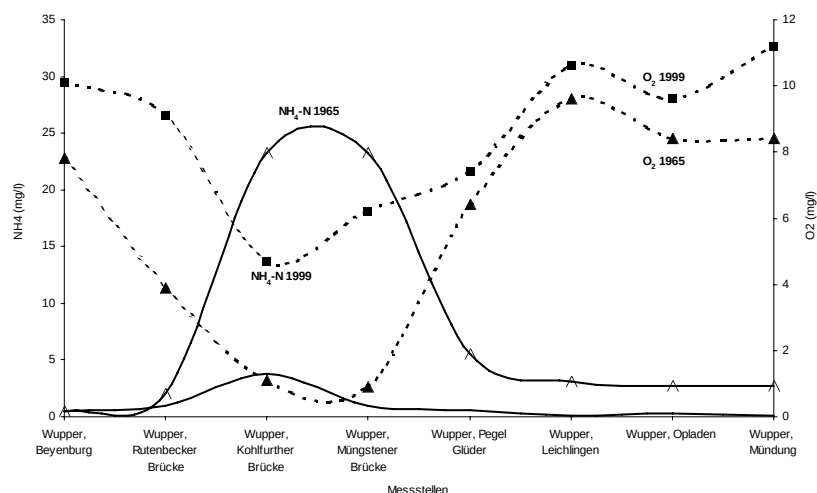
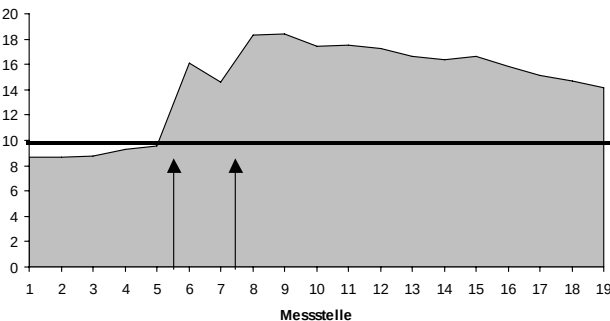


Abb. 8: Vergleich der Sauerstoffgehalte (gestrichelte Linien) und der Ammoniumkonzentrationen (durchgezogene Linien) der Jahre 1965 und 1999 im Längsverlauf der Wupper (Daten 1965: Bericht des Wasserwirtschaftsamtes II Düsseldorf, Daten 1999: StUA Düsseldorf)



Abb. 9: Die Wupper in Solingen-Glüder. Nebelbildung an einem Novembertag.

Wupperwasser wird von verschiedenen Betrieben als Kühlwasser genutzt. Die bedeutendsten Wärme-einleiter sind die Heizkraftwerke Barmen und Elberfeld der Wuppertaler Stadtwerke. Wie Untersuchungen des Staatlichen Umweltamtes Düsseldorf zeigen, bewirken sie eine Aufheizung des Wupperwassers um etwa 6 Grad Celsius (Abb. 10). Direkte Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft der Wupper sind nur schwer nachzuweisen, jedoch wird im Winterhalbjahr der bei 10 Grad Celsius liegende Grenzwert der EU-Fischgewässerrichtlinie für Gewässer, in denen kälteliebende, winter-



Messstellen:

- | | |
|-----------------------------|--------------------------|
| 1 uh. Stau Beyenburg | 11 Staustufe |
| 2 oh. Herbringhausener Bach | 12 Teufelsbrücke |
| 3 oh. Blombach | 13 Kohlfurthener Brücke |
| 4 oh. Schwelme | 14 Müngstener Brücke |
| 5 uh. Schwelme | 15 oh. Eschbach |
| 6 uh. HKW Barmen | 16 Pegel Glüder |
| 7 Landgericht | 17 oh. Schellberger Bach |
| 8 uh. HKW Elberfeld | 18 oh. Weinsberger Bach |
| 9 uh. Firma Bayer | 19 uh. Nacker Bach |
| 10 Rutenbecker Brücke | |

Abb. 10: Längsprofil der Wassertemperatur der Wupper im November 1995

Eingetragen ist als schwarzer Balken der obere winterliche Temperaturgrenzwert der EU-Fischgewässerrichtlinie für Gewässer, in denen kälteliebende winterlaichende Fischarten leben.

laichende Fischarten vorkommen, regelmäßig überschritten. Es ist davon auszugehen, dass die Temperaturerhöhung in Verbindung mit dem Sauerstoffdefizit Auswirkungen auf die Besiedlung zeigt.

Durch die Einführung eines neuen Testverfahrens zur Erfassung genschädigender Wirkungen (umu-Test) kann seit 1996 eine gentoxische Belastung im Wupperwasser nachgewiesen werden, die auf die Einleitung von Abwässern aus der Antibiotikaproduktion der Firma Bayer zurückzuführen ist (Abb. 11). Es konnte in einem zeitlich befristeten Versuch bereits nachgewiesen werden, dass sich die Belastung durch innerbetriebliche Maßnahmen drastisch reduzieren lässt. Eine dauerhafte Eliminierung der gentoxischen Wirkung der Abwässer konnte jedoch bisher noch nicht erreicht werden.

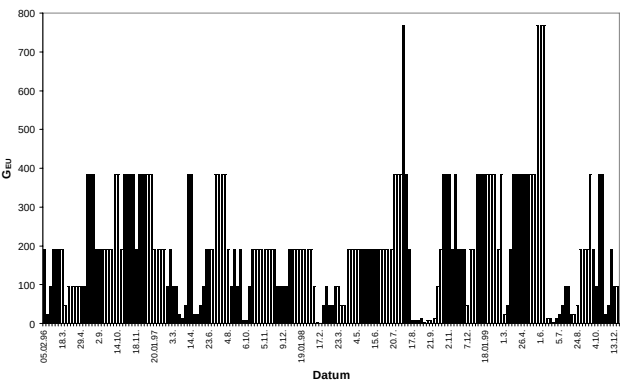


Abb. 11: Erbgutschädigende Wirkung (Gentoxizität G_{EU}) an der Untersuchungsstelle Kläranlage Rutenbeck in den Jahren 1996 – 1999

Zudem kommt es immer noch zu stoßartigen Belastungen aus Überläufen der Kanalisation, über die bei Starkregen ein Gemisch aus Regenwasser von Straßen-, Dach- und Hofabläufen und ungeklärtem Abwasser in die Wupper abschlägt. Über diesen Weg gelangen auch manchmal das bei der Brandbekämpfung anfallende Löschwasser oder bei Betriebsstörungen in Industriebetrieben wassergefährdende Stoffe in die Wupper. Die Auswirkungen derartiger Belastungen auf das Gewässer lassen sich meist nur schwer erfassen. Nur im Fall von Fischsterben, wie sie immer noch gelegentlich zu beobachten sind, werden sie in drastischer Weise erkennbar.

Ausblick

Gemessen an ihrem Zustand im 19. und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts hat die Untere Wupper in neuerer Zeit eine hohe Wasserqualität erreicht. Dies konnte nur durch die intensive Zusammenarbeit zwischen Ämtern, Wupperverband und Industrie verwirklicht werden. Gemessen an den heutigen Erkenntnissen über Gewässerökologie, den wasserwirtschaftlichen Zielen und dem Stand der Technik weist die Wupper jedoch noch erhebliche Defizite auf.

Allerdings sind einige größere Sanierungsmaßnahmen bereits in der Planung bzw. im Bau, von denen eine weitere deutliche Verbesserung der Gütesituation der Unteren Wupper erwartet werden kann. So ist mit dem Abschluss der Sanierung der Kläranlage Buchenhofen voraussichtlich im Jahre 2004 zu rechnen, wodurch sich der Ammoniumgehalt und somit auch das Sauerstoffdefizit in der Wupper drastisch reduzieren werden. Der Bau des Hauptsammlers in Wuppertal ist in vollem Gange, seine Fertigstellung wird die Stoßbelastung aus den Kanalüberläufen weitgehend unterbinden. Viele weitere, kleinere Maßnahmen (z. B. der Bau von Regenrückhaltebecken) werden dazu beitragen, dass die Wupper wieder zu einem vollwertigen Lebensraum für Pflanzen und Tiere wird und ihre ökologische Funktion im Naturhaushalt wieder erfüllen kann. Erst dann wäre die Forderung des §1a des Wasserhaushaltsgesetzes erfüllt.

Neue Impulse für die Bewirtschaftung der Wupper können darüber hinaus von der Einführung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie erwartet werden, mit der noch im Jahr 2000 zu rechnen ist. Die Federführung für die von dieser EU-Richtlinie geforderten Flussgebietsplanung liegt für das Einzugsgebiet der Wupper beim Staatlichen Umweltamt Düsseldorf.

Die letzten Lachse wurden im Jahr 1830 in der Wupper gesichtet. Die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins hat die Wupper einschließlich ihres Seitengewässers Dhünn in ihr Programm „Lachs 2000“ aufgenommen mit dem Ziel, den Lachs hier wieder heimisch werden zu lassen. Der Lachs steht hierbei nicht nur stellvertretend für andere Wanderfische wie z. B. Meerforellen und Flussneunaugen. Er wird vielmehr als Leitart eines intakten Fließgewässerökosystems zum Indikator für die ökologische Qualität eines Flusses. Seit 1993

werden durch amtliche und ehrenamtliche Stellen Junglachse und Meerforellen in Wupper und Dhünn ausgewildert. Die ersten Heimkehrer dieser Langdistanz-Wanderfische sind nach mehrjährigem Aufenthalt im Meer im Herbst 1998 in der Dhünn beobachtet worden. Noch sind die dauerhafte Wiederansiedlung und eine sich selbst erhaltende Population nicht gesichert, aber wenn es gelingen würde, wäre dies ein Symbol für das Ende der Ära der Wupper als „Schwarzem Fluss“.

Literatur

- ARNOLD, T. (1987): „Wir sind mit Wupperwasser getauft...“, Ein Beitrag zur Umweltgeschichte des Wuppertals. – Mitteilungen des Stadtarchivs, des Historischen Zentrums und des Bergischen Geschichtsvereins, Abteilung Wuppertal e.V., 12. Jahrgang, Heft 1-3.
- GLADTKE, D., WERNER, P. & HEYER, P. (1994): Chemische Analyse bei der Genehmigung und Überwachung von Abwassereinleitungen der chemischen Industrie. – Vom Wasser, 83, 213-225. 1994.
- KNIE J. (1983): Die daphnientoxische Situation in der Unteren Wupper – Eine ergänzende Methode der Gewässergüteüberwachung. – Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 27 (1983) H. 5/6, 5 S.
- SCHARF, W. (1993): Die Gewässergütesituation an der Unteren Wupper gestern und heute. – gwf Wasser Abwasser, 134, Nr. 12, 699-707. 1993
- STRÜDER, F. & LACOMBE, J. (1999): Verbesserung der Gewässergüte in NRW: Beispiel „Untere Wupper“. – In: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1999): Jahresbericht '98. – LUA NRW. S. 35 - 48.
- ULLMANN, F.-P. (1970): Veränderungen der Fischfauna in der Wupper unter Berücksichtigung industrieller Abwässer. – Gekürzte Staatsarbeit aus dem Biologischen Seminar der PH Rheinland, Abtlg. Wuppertal.

3.2.4 Erft

3.2.4.1 Die untere Erft – Ein subtropischer Fluss

Prof. Dr. Günther Friedrich (LUA)

Die 105 km lange Erft entspringt südwestlich von Münstereifel nahe der Wasserscheide von Rhein und Maas in einem der Kalkgebiete der nördlichen Eifel. Nach der Mittelgebirgsstrecke erreicht der inzwischen kleine Fluss südlich von Euskirchen die Börde, wo die Erft ihren wichtigsten Zufluss, die Swist aufnimmt (s. Kap. 3.2.4.2). Bis dahin ist die Erft ein Fluss mit den Problemen, die viele unsere Flüsse haben. Zusätzlich war die Bleibelastung aus den Bleierzgruben bei Mechernich ein Problem, dass bis heute nicht endgültig gelöst ist. In früherer Zeit gab es erhebliche Viehverluste, wenn bleihaltiger Schlamm ausgespült worden war und sich auf dem Gras der Viehweiden abgesetzt hatte.

Den Unterlauf kann man heutzutage ab Kerpen ansetzen, denn hier wird der Charakter des Gewässers völlig verändert. Über den Kölner Randkanal wird ein Teil des Abflusses der Erft direkt in den Rhein abgeleitet. Das auf eine Abflussleistung von 30 km³ ausgebaute, mehrfach umgelegte und streckenweise mit Folien abgedichtete Bett nimmt an zahlreichen Einleitungsstellen große Mengen Sumpfungswasser aus den Braunkohlegruben auf, die zur Aufrechterhaltung des Tagebaues abgepumpt werden. Diese Sumpfungswässer kommen aus Tiefen von bis zu 400 Meter unter Tage und sind entsprechend warm. Bei einem Anteil von 20 – 30 % Erftwasser gegenüber 70 – 80 % Sumpfungswasser beherrscht es den Wasserchemismus und ganz besonders den Temperaturhaushalt. Bis zur Mündung in den Rhein bei Neuss verbleiben ca. 25 km Lauf, auf dem sich der Wasserkörper im Winter nur wenig abkühlen kann. Im Sommer liegen die Wassertemperaturen nur wenig über 20°C, erst im Winter zeigt sich die thermische Anomalie des Flusses in voller Stärke. Die Wassertemperatur sinkt auch bei strengem Frost nicht unter 10°C. Das sind ideale Bedingungen für tropisch-subtropische Organismen (FRIEDRICH 1973). Diese thermisch anomalen Verhältnisse bestehen immer noch (ROSE pers. Mitt.)

Als erste exotische Pflanze in der Erft wurde die in Indien beheimatete Rotalge *Compsopogon hookeri* (MONTAGNE) bereits in den 60er Jahren als Erstfund für Europa beschrieben. (FRIEDRICH 1966). Ihre

dunkelblaugrünen Triebe, die von der Gestalt her an Pferdeschweife erinnern, daher auch der Name *Compsopogon* (= compositopogon – zusammengesetzter Schweif), werden ab April/Mai meterlang. Sie sitzen an festen Unterlagen oder an großen Wasserpflanzen wie z. B. den Stielen des Schwimmenden Laichkrauts (*Potamogeton natans* L.) angeheftet und treiben frei im Wasser. Später, kurz vor dem Absterben, treiben die bis zu 1 cm dicken Fäden an der Wasseroberfläche. Trotz ihrer Größe war die Alge neben den in der Wuchsform sehr ähnlichen, einheimischen Blütenpflanzen Flutender Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans* LAM.) und dem Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus* L.) nicht weiter aufgefallen. Besser bekannt war das Vorkommen zahlreicher Guppies im Gillbach, einem ebenfalls aufgeheizten Zufluss zur unteren Erft. Guppies werden gerne in Warmwasseraquarien gehalten.

Guppies und *Compsopogon* können auch heutzutage noch regelmäßig angetroffen werden. Hin und wieder waren, wenn auch nicht so stetig weitere Wasserpflanzen anzutreffen, die sonst in Deutschland nur in Aquarien überleben können. Bereits in den 80er Jahren traten bei Niederaussem einzelne Individuen von Wassersalat (*Pistia stratiotes*) auf. 1995 veröffentlichten DIEKJOBST & WOLFF eine Liste der aktuell in der unteren Erft vorhandenen Warmwasser-Neophyten (Neophyten sind Pflanzen, die erst in jüngster Zeit im Gebiet vorkommen). Weitere aktuelle Daten hat Herr Dr. Udo Rose, Erftverband Bergheim mitgeteilt.

Insgesamt sind als Warmwasser-Neophyten in der Erft und ihren warmen Zuflüssen zu nennen:

- *Azolla filiculoides* Lamk. Großer Algenfarn, eine Pflanze, die schon längere Zeit, z. T. unbeständig in klimatisch begünstigten Regionen Deutschlands anzutreffen ist.
- *Compsopogon hookeri* (MONTAGNE) Tropische Rotalge
- *Egeria densa* PLANCH, Dichte Wasserpest, ebenfalls eine Aquarienpflanze, die sich zunehmend ausbreitet.

- *Lemna aequinoctialis* WELW. Wasserlinse, die bisher nur 1981 von DIEKJOBST & WOLFF in der Mühlenerft bei Gustorf belegt ist.
- *Lemna minuta* H., B. & K. Kleinste Wasserlinse, die wohl aus Aquarien stammt und inzwischen auch in anderen relativ warmen Gräben und Bächen vorkommt, vielfach gemeinsam mit
- *Myriophyllum aquaticum* (VELLOSO) VERDCOURT Wasser-Tausendblatt, eine der vielen Arten der Gattung. Der synonyme Name *Myriophyllum brasiliense* weist auf ihre subtropische Herkunft hin. Wo die Pflanze wie an der Eppinghover Mühle bei Neuss auf dem Uferschlamm wächst, ist sie auch für den Besucher auffällig (Abb. 1).
- *Pistia stratiotes* L. Wassersalat, eine frostempfindliche tropisch-subtropische Blütenpflanze, die gern in warmen Teichen und unter Glas gehalten wird.
- *Shinnersia rivularis* (GRAY) KING & ROBINSON, Kanadisches Eichenblatt, ebenfalls eine Aquarienpflanze, die von DIEKJOBST & WOLFF 1992 erstmalig für europäische Freilandgewässer von der Erft beschrieben wurde. Sie ist auch eine „moderne“ Aquarienpflanze.



Abb. 1: *Myriophyllum aquaticum*

Unter den Warmwasser bevorzugenden oder darauf angewiesenen Neozoen – im Gebiet neu eingewanderte oder verwilderte Tiere – sind, neben den oben bereits genannten Guppies, noch der Ringelwurm *Branchyura sowerbii* und die Getigerte Planarie (*Dugesia tigrina*) zu nennen, für die die untere Erft ebenfalls als einer der ersten Fundorte in Deutschland gelten kann (HEUSS 1966).

Vom bereits genannten thermisch anomalen Gillbach berichtet U. Rose (briefliche Mitteilung) z. T.

Massenentwicklungen der Warmwasserschnecken *Melanoides tuberculatus* und *Planorbella duryi*.

Nach Befunden von U. Rose können in der unteren Erft auch Sonnenbarsche und Schmuck-/Rotwangenschildkröten beobachtet werden. Das sind vielfach Tiere, die hochofene erworben, dann aber als lästig „wieder in die Freiheit entlassen“ wurden.

Vor einigen Jahren ging auch eine Meldung durch die Presse, dass es in der Erft Piranhas gäbe. Obwohl die Abbildung in der Zeitung tatsächlich einen solchen Fisch zeigt, ist man doch versucht, die Meldung mit großem Zweifel aufzunehmen, auch wenn es nicht ausgeschlossen ist, dass sich ein Aquarianer der gefährlichen und gefräßigen Tiere entledigen wollte.

Jedenfalls ist diese Zeitungsnotiz zugleich ein Hinweis auf die Herkunft der Exoten in der Unteren Erft. Es kann davon ausgegangen werden, dass die tropische Rotalge, und fast alle Blütenpflanzen und die meisten der genannten Tiere direkt aus Aquarien stammen. Die Kleinste Wasserlinse und der Große Algenfarn sind offenbar nicht so frostempfindlich, denn sie kommen auch in anderen Gewässern vor. Sie können auch ohne direktes bzw. bewußtes Zutun von Menschen in die Erft gelangt sein.

Abgesehen von den hier vorgestellten tropisch-subtropischen Pflanzen und Tieren war die Frage der Auswirkung von Warmwassereinleitung in den 60er Jahren ein brisantes Thema, denn es war zu besorgen, dass durch die Warmwassereinleitungen aus den damals in sehr großer Zahl geplanten Kraftwerken ohne Kreislaufkühlung viele Flüsse und Seen durch die anthropogene Erwärmung geschädigt würden. Vor allem die Verstärkung der Intensität biologischer Prozesse beim Abbau der damals noch sehr hohen organischen Belastung hätte zu erheblich größerer Sauerstoffzehrung bei gleichzeitig vermindertem Sauerstoffeintrag aus der Luft geführt. Fischsterben und andere biologische Schäden wären die Folge gewesen.

Aufgrund zahlreicher Untersuchungen, auch in der damaligen Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz NRW, wurden die Wärmeeinleitungen soweit begrenzt, dass keine signifikanten Störungen in den Gewässern zu befürchten sind (LAWA 1977). Die Beschränkungen beziehen sich auf die maximale Einleitungstemperatur des erwärmten Wassers aus Kraftwerken, die zulässige

maximale Temperatur des Flusswassers nach Durchmischung sowie die Begrenzung der Aufwärmspanne im Gewässer. Dabei wird zwischen sommerkalt (Salmoniden-) und sommerwarmen (Cypriniden-) Gewässern unterschieden. Diese Festlegungen fanden sich später auch in der EG-Richtlinie zum Schutze der Fische (EG 1978) wieder.

Die anomal hohen Wintertemperaturen des Erftwassers hatten keine so dramatisch nachteiligen Folgen, weil das Warmwasser organisch unbelastet war.

Die genannten biologischen Besonderheiten, sind natürlich von wissenschaftlichem Interesse, denn sie zeigen, wie stark die Gewässerbiozönosen auf anomale Situationen reagieren. Dennoch bleibt festzustellen, dass derartige ökologische Verhältnisse nicht zu den Typen mitteleuropäischer Fließgewässer gehören und daher Indikatoren für anthropogene Störungen sind. Auf lange Sicht ist jedoch damit zu rechnen, dass die an Gewässer ohne Winter angepasste Pflanzen und Tiere wieder verschwinden werden, wenn in absehbarer Zeit die Einleitung von warmem Sumpfungswasser in die Erft eingestellt wird.

Literatur

- EG (1978): Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten. 78/659/EWG.
- FRIEDRICH, G. (1966): *Compsopogon hookeri* MONTAGNE neu für Deutschland. -Nova Hedwigia 12, 3/4: 399-403, Lehre 1966.
- FRIEDRICH, G. (1973): Ökologische Untersuchungen an einem thermisch anomalen Fließgewässer (Erft/Niederrhein). - Schriftenreihe Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz NRW Heft 33, Kempen-Hüls.
- HEUSS, K. (1966): Zum Vorkommen von *Branchiura sowerbyi* BEDDARD (1892) in der Erft. -Gewässer und Abwässer 43, 87-89. Düsseldorf.
- LAWA (1977): Grundlagen für die Beurteilung der Wärmebelastung von Gewässern. Teil 1 Binnengewässer, 2. Auflage.
- DIEKJOBST, H. & P. WOLFF (1995): Das Mexikanische Eichenblatt (*Shinnersia rivularis*) und andere aquatische Neophyten in der unteren Erft.- Natur am Niederrhein (N.F.10(2),41-48, Krefeld.

3.2.4.2 Entwicklung der Gewässergüte an der Swist

Dr. Georg Gellert (StUA Köln)

Die Swist (Abb. 1) ist ein Zufluss der Erft. Sie entspringt im nördlichen Randgebiet der Eifel in Rheinland-Pfalz, fließt von Südosten nach Nordwesten über bewaldete Ausläufer der Osteifel, über die Ebene der Zülpicher Börde und mündet nach einer Fließstrecke von 42 km bei Weilerswist in die Erft.



Abb. 1: Die Swist bei Weilerswist

Zwischen 1970 und 1980 gehörte die Swist zu den stark belasteten Gewässern in Nordrhein-Westfalen. Als Ursache sind vor allem die Einleitungen von nicht bzw. nicht ausreichend geklärtem Abwas-

ser in ein Gewässer mit geringer natürlicher Wasserführung zu nennen.

Im Jahre 1971 bot die Swist ein außerordentlich trauriges Bild. Bereits bei Eintritt nach Nordrhein-Westfalen war sie stark durch häusliche Abwässer aus landwirtschaftlichen Betrieben belastet (Güteklasse III). Durch einen intensiv verschmutzten namenlosen Nebenbach in Höhe von Burg Münchhausen verschlechterte sich die Gewässergüte der Swist im weiteren Verlauf sogar auf Güteklasse IV (Abb. 2). Die Ammonium-N-Gehalte lagen in diesem Bereich bei über 50 mg/l und die Gesamtposphat-P-Konzentrationen um 13 mg/l. Weiter bachabwärts zwischen Meckenheim und dem Mündungsbereich des Morsbaches konnte eine streckenweise Verbesserung zu Güteklasse III beobachtet werden. Der Unterlauf (ab der Ortslage Swisttal-Miel bis zur Mündung in die Erft) war wieder übermäßig verschmutzt (Güteklasse IV). Daran hatten die stark verunreinigten Zuläufe Rotterbach, Schießbach und die Kläranlagen in Meckenheim und in Flerzheim großen Anteil.

Bereits 1980 hatte sich die Gewässergüte der Swist erheblich verbessert. Am auffälligsten kann das am

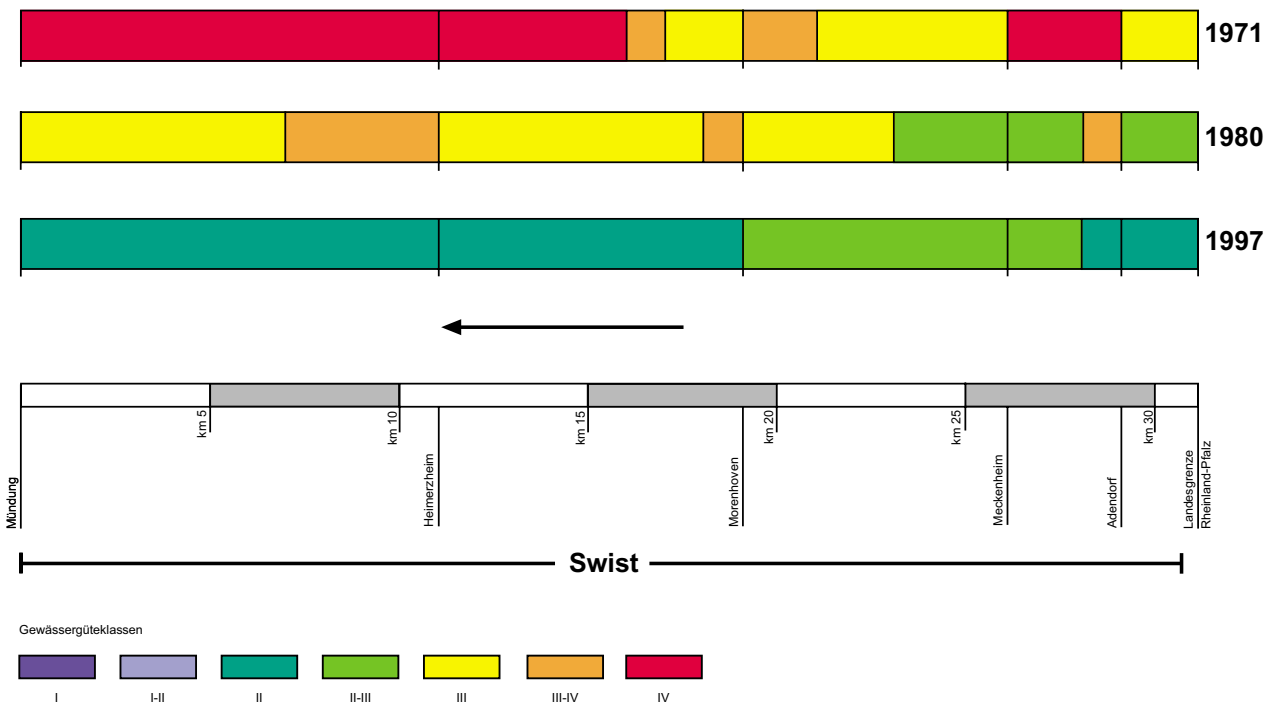


Abb. 2: Entwicklung der Gewässergüte der Swist von 1971 bis 1997

Verschwinden der Farbe Rot in der Gütedarstellung deutlich gemacht werden (Abb. 2). Grund zur Entwarnung gab es zu diesem Zeitpunkt aber noch nicht, da an keinem Fließabschnitt Güteklasse II (Güteziel der AGA, LWA 1991) verwirklicht worden war. Der Oberlauf wies im Vergleich zu 1971 nur noch eine kritische Belastung (Güteklasse II-III) auf. Aber im weiteren Verlauf trug der bereits oben erwähnte namenlose Nebenbach zu abschnittsweise sehr starken Verschmutzung (Güteklasse III-IV) der Swist bei. Durch Selbstreinigungs- und Verdünnungseffekte stellte sich wieder Güteklasse II-III ein. Aber ab Rheinbach-Flerzheim sorgte die dort gelegene Kläranlage, weiter bachabwärts die Kläranlage Heimerzheim und dazwischen diverse hochbelastete Zufüsse wie der Schießbach, der Hochbach, der Rotterbach oder der Jungbach dafür, dass die Swist bis zur Mündung in die Erft Güteklasse III (stark verschmutzt) nicht mehr unterschreiten konnte. Wie unzureichend die Leistung einiger Abwasserreinigungsanlagen zu dieser Zeit war, kann am Beispiel der Kläranlage Heimerzheim gezeigt werden. Unterhalb ihres Ablaufes betrug die Ammonium-N-Konzentration in der Swist 50 mg/l. Die Abwasserreinigung fand faktisch im Gewässer statt.

Abhilfe bezüglich der Wasserqualität brachte ein 1987 aufgestellter Bewirtschaftungsplan. Er diente der Lenkung wasserrechtlicher Entscheidungen. Die Ergebnisse dieses wasserwirtschaftlichen Steuerungsinstruments lassen sich an den 1997 erhobenen Gewässergütedaten veranschaulichen. Außer

einem 10 km langen kritisch belasteten Abschnitt (Güteklasse II-III) zwischen Meckenheim und Swisttal-Morenhoven befindet sich die Swist nun im mäßig belasteten Zustand (Güteklasse II). Darauf weisen besonders die gemessenen chemischen Kenngrößen hin. Beispielsweise lag zum Untersuchungszeitraum an keiner Stelle im nordrhein-westfälischen Abschnitt die Ammonium-N- oder die Gesamtposphat-P-Konzentration über 0,2 mg/l bzw. 0,3 mg/l. Der oben genannte kritisch belastete Abschnitt wird von der Zusammensetzung der tierischen Lebensgemeinschaft, die Indikatorfunktion für organische Verunreinigungen hat, angezeigt. Großen Anteil an der heutigen Gewässerqualität haben die Kläranlagen in Swisttal-Miel, Swisttal-Heimerzheim und in Rheinbach-Flerzheim, bei denen der Schwerpunkt der Abwasserbehandlung auf dem Ammoniumabbau und der Eliminierung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor liegt.

Durch früher durchgeführte wasserbauliche Eingriffe entstand streckenweise eine besiedlungsfeindliche Gewässersohle. Am trapezförmigen Uferprofil fehlt auch ein Gehölzsaum, der das Gewässer beschattet. Zwar wurden zwischenzeitlich Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung ergriffen, aber es gibt auf diesem Gebiet noch einiges zu tun.

Literatur

LWA (Landesamt für Wasser und Abfall NRW) (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA). LWA-Merkblätter Nr. 7, Düsseldorf

3.2.5 Ruhr

3.2.5.1 Die untere Ruhr

– Ein staureguliertes Fließgewässer auf dem Weg zur ökologischen Durchgängigkeit

Andreas Thiel, Jürgen Buderus & Hans Gino Broggiato (StUA Duisburg)

Einleitung

Die Ruhr (Abb. 1) durchfließt als eines der größten Nebengewässer des Rheins die drei Dienstbezirke der Staatlichen Umweltämter Lippstadt, Hagen und Duisburg. Ihr Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von rund 4.500 km² und bildet den landschaftsprägenden Bestandteil des Ruhrgebietes.

Die Ruhr ist nach Gefälle, Fließgeschwindigkeit und Abflussschwankungen ein typischer Mittelgebirgsfluss. Sie entspringt am Ruhrkopf bei Winterberg (674 m ü. NN), hat eine Länge von 218 km und mündet bei Duisburg-Ruhrort (17 m ü. NN) in den Rhein. Je nach Wasserstand des Rheines überwindet die Ruhr dabei ein mittleres Gefälle von 3 ‰.

Die mit der industriellen Entwicklung des Ruhrgebietes verbundene Zunahme der Bevölkerungs-

dichte führte zu Problemen bei der Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung. Das gesamte Gewässer wurde den anthropogenen Bedürfnissen entsprechend ausgebaut. Ehemals naturnahe Ufer- und Umfeldstrukturen wurden durch Uferbefestigungen und Deichbau ersetzt.

Im Unterlauf (ab Stat.-km 41,4, Essen-Rellinghausen/Rotemühle) ist die Ruhr durchgehend für die Schifffahrt ausgebaut (Uferbefestigungen, Anlegestellen, Stauwehre, Schleusen etc. mit zugehöriger Infrastruktur). Nördlich des Mündungsbereiches grenzt unmittelbar der Ruhrorter Hafen an, der durch gewerbliche und industrielle Flächen überformt ist. Mit der Verkleinerung der Wasserfläche des Hafens – Kaiserhafen, Innenhafen und Vinckekanal wurden ganz oder teilweise zugebaut – ist den Flüssen Rhein und Ruhr ein Teil des Retentions-



Abb. 1: Das Einzugsgebiet der Ruhr

raumes für die periodischen Hochwasserzeiten genommen worden, so dass es in extremen Hochwassersituationen zur Überflutung der Stauwehrlage Duisburg-Kasslerfeld kommen kann.

Die heute vorrangige Funktion der Ruhr ist die Trinkwasserversorgung. Außerdem wird der Fluss zur Aufnahme von gereinigtem Abwasser und als Freizeit- und Erholungsraum genutzt. Von aktueller Bedeutung sind ebenfalls die Wasserkraftnutzung an der Mehrzahl der Wehranlagen, die Aufnahme und Ableitung von Mischwasserentlastungen, die Betriebswasserentnahme, die Speisung des westdeutschen Kanalsystems und die ökologische Gewässerfunktion.

Ruhrstauseen

Ursprünglich hatte die Ruhr als Mittelgebirgsfluss eine Gewässerstruktur und Wasserqualität, die bis zum Jahr 1880 das Vorkommen von Wanderfischen, wie Lachse und Meerforellen, ermöglichten.

Bis Ende der sechziger Jahre wurde der Bau von fünf Ruhrstauseen (Abb. 1) – Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader Stausee, Baldeneysee und Kettwiger Stausee – und anderer Wehranlagen verwirklicht.

Das Aufstauen von Fließgewässern ist ein weitreichender Eingriff in die Ökologie dieser limnischen Systeme. Dadurch erfahren verschiedene ökologisch wirksame Faktoren teilweise gravierende Veränderungen. Aus limnologischer Sicht, stellen stau-regelte Fließgewässer Mischformen zwischen fließenden und stehenden Gewässern dar. Für die biologische Beurteilung der gestauten Bereiche können weder die Kriterien für Fließgewässer noch die Kriterien für stehende Gewässer eindeutig angewendet werden.

Die größere Verweilzeit des Wassers in den Stauseen führt zur Sedimentation partikulär gebundener Nährstoffe und ermöglicht die Entwicklung von Plankton in hoher Dichte. Außerdem tritt im Sommer eine starke Erwärmung des Flusswassers ein. Die Verstärkung der Planktonentwicklung im Stau ist eine typische Erscheinungsform der Eutrophierung, die auch in der Ruhr zu Sekundärverschmutzungen führt. Am Tag treten während der Vegetationsperiode erhebliche Sauerstoffübersättigungen durch Photosynthese auf, in der Nacht hingegen Sauerstoffdefizite durch die Atmung von Algen und Bak-

terien. Der Sauerstoffverbrauch kann durch die Atmung von Rädertieren z. B. im Baldeneysee noch erheblich verstärkt werden, so dass Fischsterben die Folge sein können. Daher sind für Situationen in denen die Sauerstoffkonzentrationen unter 5 mg/l sinken an mehreren Stellen in der Ruhr Belüftungseinrichtungen installiert.

Chemische Wasserqualität und faunistische Besiedlung

Im Dienstbezirk des StUA Duisburg stellen im wesentlichen die Einleitungen von sechs kommunalen Kläranlagen, mehrere Mischwasserentlastungen und Schmutzfrachteinträge aus dem Rinderbach (Güteklasse III) Belastungsquellen für die Ruhr dar.

Betrachtet man die Entwicklung der Gesamtphosphor-Konzentrationen seit Anfang der achtziger Jahre, so ist ein rückläufiger Trend festzustellen (Abb. 2). Ursachen dafür sind: Die Reduzierung des Phosphatanteils in Wasch- und Reinigungsmitteln seitens der Hersteller, sowie die erhöhte Phosphor-Rückhalteleistung der Kläranlagen. Die Konzentrationen liegen seit 1995 fast durchgehend unter der Zielvorgabe der AGA von $\leq 0,3$ mg/l (LWA 1991). Die Qualitätsziele für Phosphor in gestauten Fließgewässern vom Typ Ruhr von 0,16 – 0,2 mg/l werden dagegen zeitweise noch überschritten (HAMM 1991).

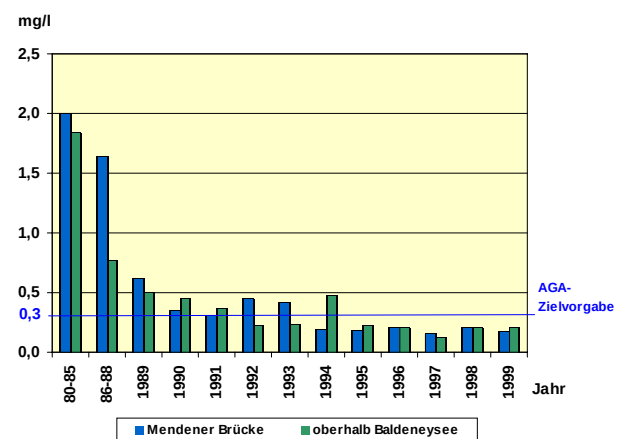


Abb. 2: Entwicklung der Gesamtphosphat-Konzentrationen (90-Perzentile) an den Trendmessstellen:

Ruhr, oh. Baldeneysee (Stat.-km 37,62)
und Mendener Brücke (Stat.-km 16,36)

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen zeigen ebenfalls einen abnehmenden Trend. Sie liegen jedoch auch in den 90er Jahren zum Teil noch über der Zielvorgabe der AGA von $\leq 1 \text{ mg/l}$ (Abb. 3).

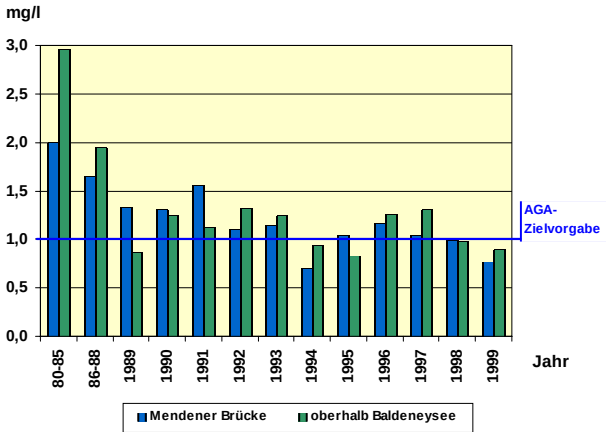


Abb. 3: Entwicklung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen (90-Perzentile) an den Trendmessstellen: Ruhr, oh. Baldeneysee und Mendener Brücke

Die 90-Perzentilwerte der Sauerstoffkonzentrationen werden hinsichtlich der AGA deutlich eingehalten. Die Betrachtung der Minima zeigt, dass die Anforderungen der AGA zeitweise nicht erfüllt werden (Abb. 4).

Die organische Belastung der unteren Ruhr und die Schwermetallkonzentrationen zeigen insgesamt eine abnehmende Tendenz.

Einen besonderen Problembereich in Hinblick auf die Trinkwasserversorgung stellt nach wie vor der Eintrag von Pflanzenbehandlungsmitteln in die Ruhr

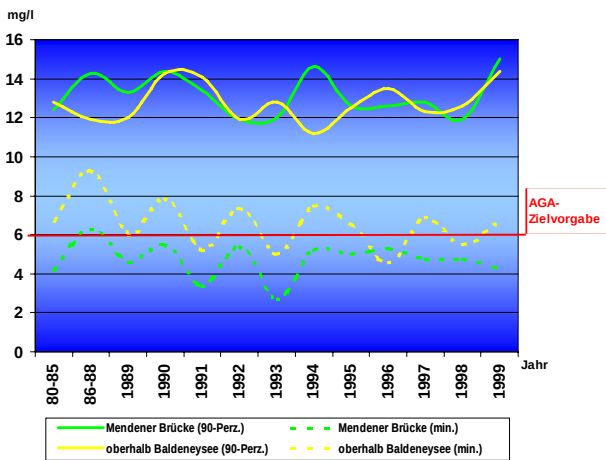


Abb. 4: O_2 -Konzentrationen (90-Perzentile und Minima) an den Trendmessstellen: Ruhr, oh. Baldeneysee und Mendener Brücke

dar. Nach den Untersuchungen der Wasserwerke, die zur Rohwasserüberwachung regelmäßig durchgeführt werden, treten insbesondere Diuron, Isoproturon, Chlortoluron, Atrazin, Simazin und Mecoprop in höheren Konzentrationen im Ruhrwasser auf. Die Haupteintragspfade sind, nach Untersuchungen der Staatlichen Umweltämter und des LUA offensichtlich die kommunalen Kläranlagen.

Von 1975 bis 1999 wurde die untere Ruhr auf der Fließstrecke zwischen Wehr Spillenburg und Mendener Brücke aufgrund der biologischen und physikalisch-chemischen Untersuchungsergebnisse unverändert in die Güteklasse II-III (kritisch belastet) eingestuft. Der Saprobienindex lag mit einer Ausnahme (Mendener Brücke 1999) stets im Bereich $\geq 2,3$ (Abb. 5).

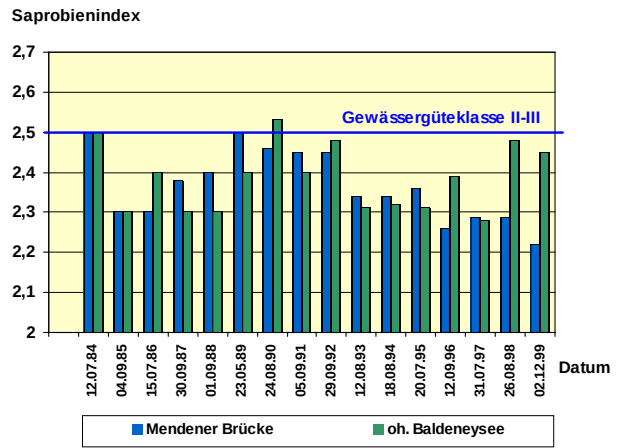


Abb. 5: Gewässergüteklasse und Saprobienindex an den Trendmessstellen

Die in den Güteuntersuchungen festgestellte Biozönose des Makrozoobenthos setzt sich vorwiegend aus verschmutzungstoleranten Arten, wie z. B. *Erpobdella octoculata* (Rollegel), *Helobdella stagnalis* (Plattegel), *Asellus aquaticus* (Wasserassel) und *Bithynia tentaculata* (Langfühlerige Schnauzenschnecke) sowie mehreren Strudelwurm- und Molluskenarten zusammen (Abb. 6). Daneben treten auch empfindlichere Arten, wie z. B. *Gammarus pulex* (Bachflohkrebs) und *Ancylus fluviatilis* (Mützenschnecke) auf.

Es fehlen strömungsliebende Eintagsfliegen –, Köcherfliegen- und Steinfliegenlarven. Anfang November 1999 wurde an der Trendmessstelle Ruhr-Mendener Brücke erstmals ein Saprobienindex von 2,22 festgestellt. Es bleibt abzuwarten, ob die Entwicklung zur Güteklasse II im Jahr 2000 bestätigt werden kann.

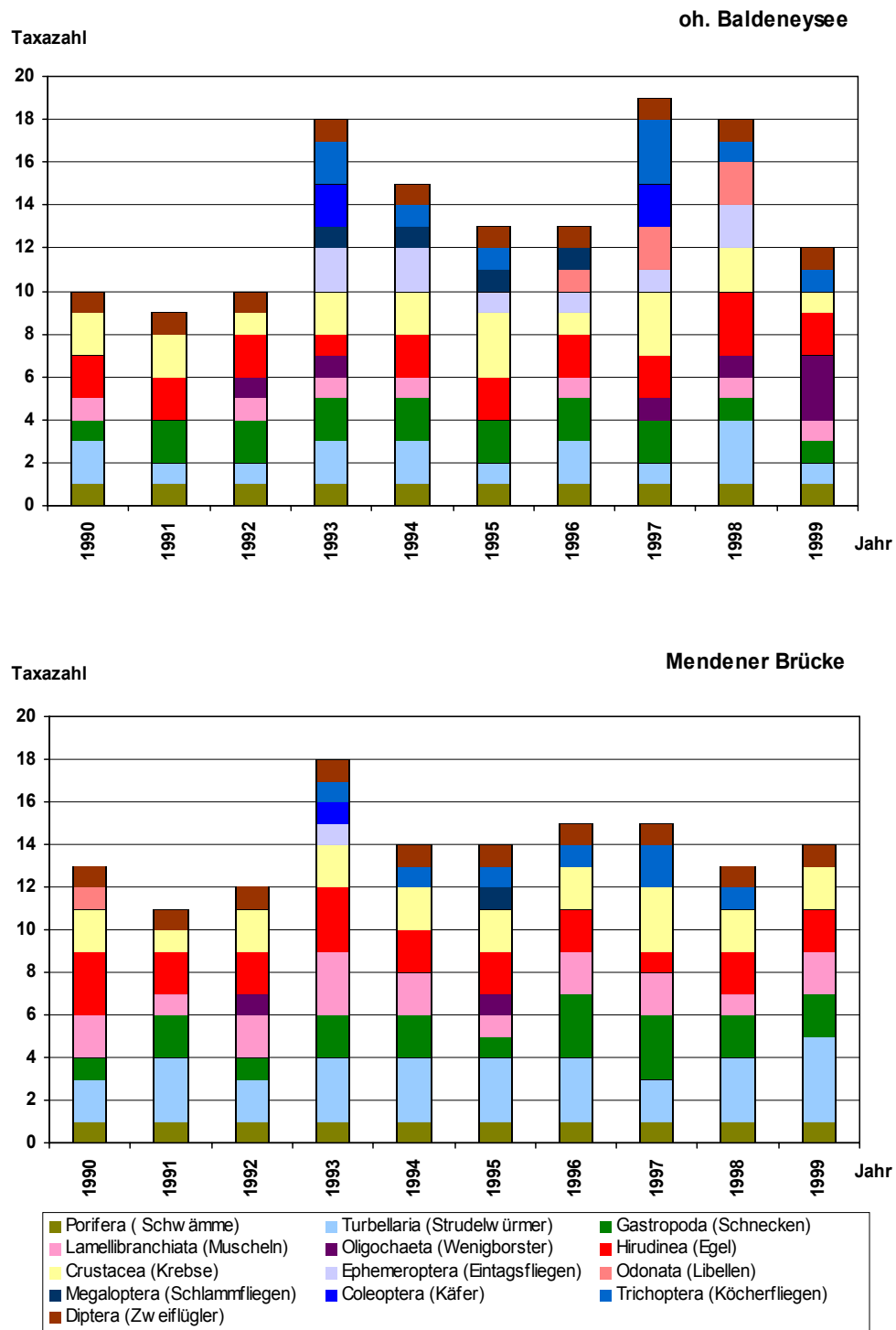


Abb. 6: Taxazahlen und Zusammensetzung des Makrozoobenthos in der unteren Ruhr

Ökologische Durchgängigkeit an den Wehren der unteren Ruhr

Die Ruhr unterlag in ihrer Geschichte einer Vielzahl von Nutzungen, die ihre Form und ihren Charakter maßgeblich beeinflusste. Bereits ab dem 12. Jahrhundert wurden Wehre errichtet, um die Energie für den Betrieb von Korn-, Lohe-, Öl-, Papier- oder Walkmühlen zu nutzen. Später, im wesentlichen ab

dem 18. Jahrhundert, wurde die Ruhr zugunsten der Schifffahrt ausgebaut. Für den Salz- und Kohlen-transport wurden Schleusen an den Wehranlagen errichtet. Gleichzeitig sollten Buhnen und Grundschwelen die Wassertiefe erhöhen. Im Rahmen der Flussregulierung wurde zusätzlich ein Leinpfad von 3,70 m Breite errichtet, auf dem Pferde die Schiffe, sogenannte Aaken, zu Berg treidelten.

Zum heutigen Zeitpunkt befinden sich an der unteren Ruhr zwischen Unterwasser Harkortsee (~ km 80) und der Mündung in den Rhein noch 13 Wehranlagen. Ihr Zweck hat sich mittlerweile verändert. Neben der Notwendigkeit für die Schifffahrt – die Ruhr ist zwischen Duisburg und Essen „Zornige Ameise“ Landes- bzw. Bundeswasserstraße – liegt ihre Bedeutung in der Wasserhaltung für die Trinkwassergewinnung und der Wasserkraftnutzung. Für die Naherholung und den Wassersport der Bevölkerung im Ruhrgebiet sind die Ruhrstauseen von herausragender Bedeutung.

Neben dem beschriebenen Eingriff am Gewässer selbst wirkt sich ein weiterer Faktor auf die Entwicklungsmöglichkeit der Ruhr aus: Die Besiedelung und Industrialisierung des Ruhrgebietes. Hierdurch entwickelten sich die Städte, die zugehörige Industrie und sonstige anthropogene Ansprüche z. B. (Wasserwerke) in Richtung des Gewässers.

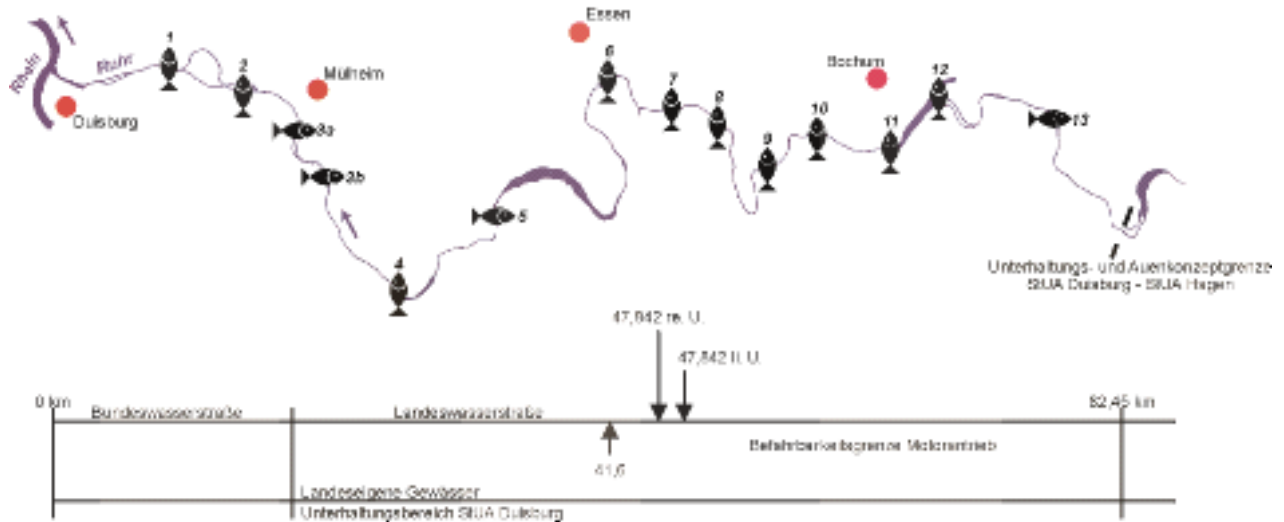
Heute gilt es, die Ansprüche des § 1a Wasserhaushaltsgesetzes und des Gewässerauenprogramms aber auch das Programm „Lachs 2000“ umzusetzen. Allen ist das Ziel gemein, das Gewässer und seine Aue so weit wie möglich in einen naturnahen Zustand (zurück-)zuentwickeln.

Im Rahmen der Erarbeitung des Ruhrauenkonzeptes wurde festgestellt, dass die Wiederherstellung der ökologischen Vernetzung des Flusses mit seiner Aue auf große Schwierigkeiten stößt. Ehemalige Altgewässer in der Ruhraue können nur in bescheidenem Maße zurückgewonnen werden, die Entfesselung der Ufer ist ebenfalls nur begrenzt möglich.

Die Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit entlang der Gewässerachse hat demgegenüber größere Chancen auf Realisierung. Zwar wird sich die Zahl der Wehranlagen wegen der unveränderten und für die Ansprüche der Ruhrgebietsbewohner erforderlichen Nutzungen in nächster Zeit nicht reduzieren lassen, dennoch ist das Erreichen der Durchgängigkeit in absehbarer Zeit möglich.

Von den 13 o. g. Staustufen sind bereits 9 mit Fischaufstiegen ausgerüstet (Abb. 7). Die Bauart der vorhandenen Fischaufstiege reicht von herkömmlichen Betonbeckenpässen (Abb. 10), über moderne Vertical-Slot-Pässe bis hin zu naturnahen Rauherinne-Beckenpässen.

Bei den Anlagen älteren Datums sind zum Teil Anpassungen an heutige Bedingungen oder Er-



Nr.	Stauanlage	Aufstieg vorh. ?	Anzahl	Art
1	Duisburg	ja	1	Beton
2	Raffelberg	ja	1	Beton
3a	Broicher Schlag	ja	1	Beton
3b	Kahlenberg Wehr	ja	1	Beton
4	Kettwig	nein	0	/
5	Baldeney	nein	0	/
6	Spillenburg	ja	1	Rauherinne- beckenpass

Nr.	Stauanlage	Aufstieg vorh. ?	Anzahl	Art
7	Horst	ja	1	Beton
8	Dahlhausen	ja	1	Beton
9	Hattingen	nein	0	/
10	Blankenstein	nein	0	/
11	Kemnade	ja	1	Beton
12	Herbede	ja	1	Beton
13	Witten	ja	2	Beton

Abb. 7: Staustufen und Fischaufstiege an der unteren Ruhr

kenntnisse erforderlich. Die Veränderungen können dabei so gravierend sein, dass ein kompletter Neubau des jeweiligen Fischaufstiegs erforderlich wird. Dabei und auch bei der Ergänzung der vier noch nicht ausgerüsteten Wehranlagen müssen zum Teil neue, alternative Wege beschritten werden. So wurde z. B. in den Freischuss der Wasserkraftanlage Kahlenberg eine Fischschleuse (Abb. 8) eingebaut.

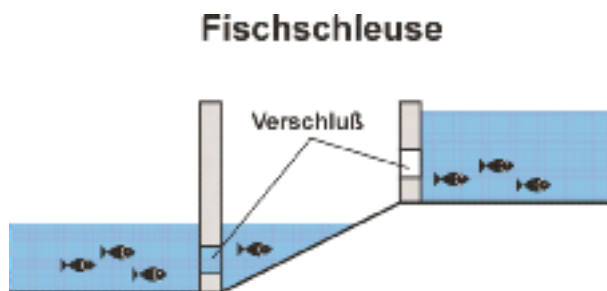


Abb. 8: Prinzipskizze Fischschleuse

An der Wehranlage Hattingen wird in Kürze eine kombinierte Bootsrampe mit integriertem Fischaufstieg in naturnaher Bauweise erstellt werden (Abb. 9a+b). Die Anlage ist hierbei so dimensioniert, dass sie einen Niedrigwasserdurchfluss von 10 m³/s (!) haben wird. Neigung und Bauart sind so angelegt, dass der Auf- und Abstieg von Fischen und Benthosfauna sowohl über die Fischrampe als auch über die Bootsrampe möglich ist.

Die Planungen für die Umsetzung des Programms Lachs 2000 schreiten für alle Anlagen voran, so dass als realistische Perspektive die untere Ruhr bis zum Jahr 2010 auch für den Lachs passierbar sein dürfte.

Durch die Umsetzung des Ruhrauenkonzeptes und den Bau von Fischaufstiegen sollen in den nächsten Jahren ein Biotopverbund und die ökologische Durchgängigkeit an der Ruhr wiederhergestellt und gesichert werden. In Anlehnung an neuere, naturnahe Bauweisen von Fischaufstiegsanlagen hat das Staatliche Umweltamt Duisburg 1993 am Spillenburg Wehr in Essen-Steele einen Rauherinne-Beckenpass errichtet (Abb. 11).

Im Mai 1994 wurden erfolgreiche Überprüfungen auf Fischdurchgängigkeit durch die LÖBF/LafAO, Dezernate für Fischerei und die Landesfischereianstalt durchgeführt. Im Juli und Oktober 1995 untersuchte das StUA Duisburg die Makrozoobenthosbesiedlung der abgebildeten Anlagen.

Die Ergebnisse der vergleichenden Untersuchung zur Zusammensetzung des Makrozoobenthos sind in Abbildung 12 und Tabelle 1 dargestellt. In dem Betonbauwerk zeigte sich eine deutliche Abnahme der Artenvielfalt entlang der Aufstiegstrasse bis hin zur biologischen Verödung im oberen Bereich. In der naturnah gestalteten Anlage war dagegen ein

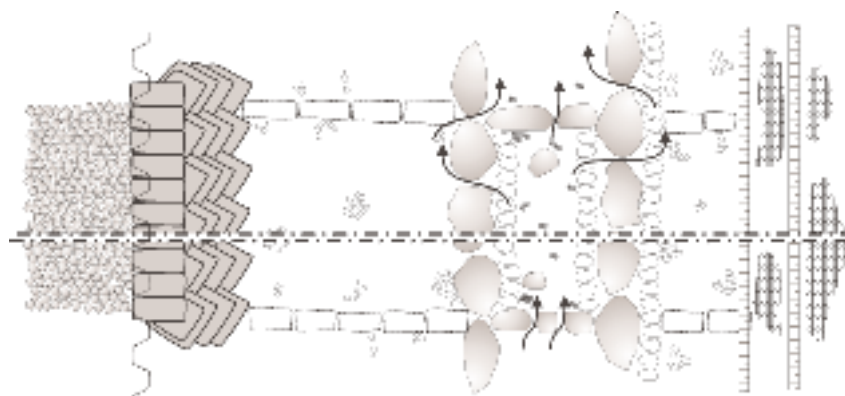


Abb. 9a: Kombinierte Bootsrampe/Fischaufstieg in der Aufsicht

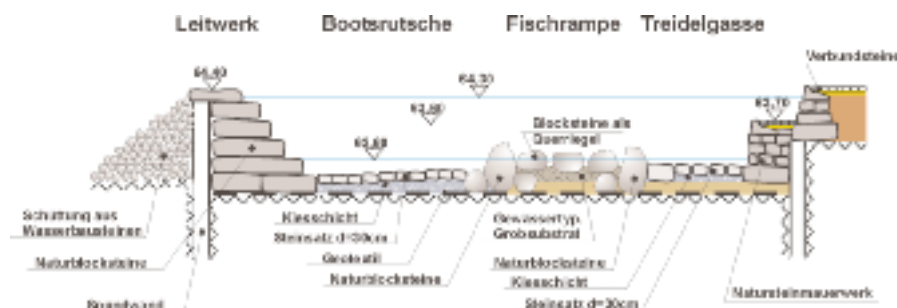


Abb. 9b: Kombinierte Bootsrampe/Fischaufstieg im Querschnitt



Abb. 10: Herkömmliche Fischtreppe,
Essen-Horst

breites Artenspektrum mit hoher Individuendichte und gleichmäßiger Verteilung über die gesamte Aufstiegsstrecke zu beobachten.

Im Vergleich zu den stauregulierten Ruhrabschnitten oberhalb und unterhalb des naturnahen Fischaufstieges wurde im Rauherinne-Beckenpass ein breiteres Artenspektrum und eine höhere Individuendichte nachgewiesen. Insbesondere strömungsliebende Arten sind hier häufiger anzutreffen als im staugeregelten Ober- und Unterwasser der Wehranlage. Es treten gewässertypische Eintagsfliegen- und Köcherfliegenlarven in höherer Taxazahl und -häufigkeit auf.

Aufgrund der günstigen Strömungsbedingungen und der sich einstellenden Substratvielfalt entwickelt sich der naturnahe Fischaufstieg zu einem wichtigen Kleinbiotop innerhalb des Fließgewässers. Durch Querverbau voneinander getrennte Flussabschnitte werden so wieder ökologisch mit-

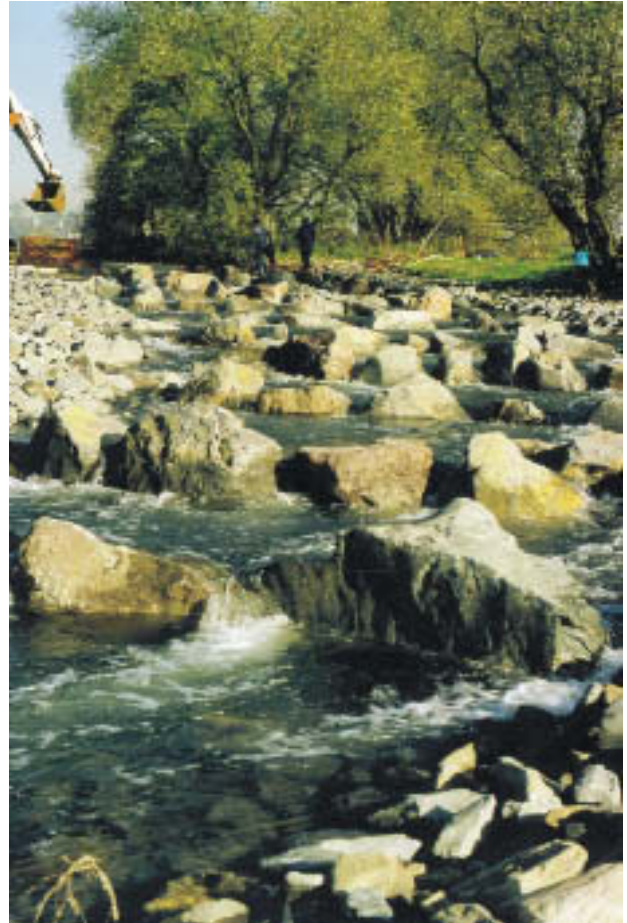


Abb. 11: Naturnaher Fischaufstieg,
Essen-Spillenburg

einander verbunden. Die Art des Fischaufstieges am Spillenburg Wehr soll für die Neuerstellung weiterer und den Umbau vorhandener Anlagen an der Ruhr richtungweisend sein.

Wir danken allen Mitarbeitern, die beim Bau des naturnahen Fischaufstieges mitgearbeitet haben, Frau Kissing für die Bearbeitung der Proben und Frau Mattner für die Erstellung der Grafiken.

Literatur

- LWA (Landesamt für Wasser und Abfall NRW) (1991): Allgemeine Güteanforderung für Fließgewässer (AGA). LWA-Merkblätter Nr. 7, Düsseldorf.
- HAMM, A. (Hrsg.) (1991): Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag, Sankt Augustin, 830 S.

Taxon		Spillenburger Wehr					Horster Wehr				
		Unter- wasser	Fischaufstieg			Ober- wasser	Unter- wasser	Fischaufstieg			Ober- wasser
			unterer Bereich	mittlerer Bereich	oberer Bereich			unterer Bereich	mittlerer Bereich	oberer Bereich	
Porifera (Schwämme)	Spongilidae (nicht differenziert)	4	3	3	3	3	3	3	2	0	3
Turbellaria (Strudelwürmer)	Dendrocoelum lacteum	2	2	3	2	2	2	0	0	0	0
	Dugesia lugubris	4	4	5	4	3	4	0	0	0	4
	Dugesia tigrina	0	3	3	3	0	0	0	0	0	0
	Polycelis tenuis	2	2	2	2	0	3	0	0	0	3
	Bdellocephala punctata	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gastropoda (Schnecken)	Ancylus fluviatilis	2	3	4	3	2	2	2	3	3	3
	Bithynia tentaculata	4	4	5	5	3	3	4	0	0	4
	Acroloxus lacustris	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4
	Radix ovata	2	1	2	2	2	2	2	0	0	2
Lamelli- brachiata (Muscheln)	Sphaerium corneum	2	6	6	6	3	4	3	0	0	0
	Anodonta cygnea	2	3	3	3	2	3	0	0	0	2
Hirudinea (Egel)	Erpobdella octoculata	4	3	3	3	4	2	1	0	0	2
	Helobdella stagnalis	3	2	2	1	3	0	0	0	0	0
	Glossiphonia complanata	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0
Crustacea (Krebse)	Asellus aquaticus	5	3	3	3	4	5	3	0	0	4
	Proasellus coxalis	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Atyaephyra desmaresti	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gammarus pulex	3	4	5	5	2	2	2	1	0	3
Ephemer- optera (Eintagsfliegen)	Baetis buceratus	0	2	3	3	0	0	0	0	0	0
	Baetis fuscatus	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0
	Cloeon simile	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Cloeon dipterum	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ecdyonuridae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Caenis sp.	2	2	2	2	1	2	2	0	0	0
Megal- optera (Schlammfliegen)	Sialis lutaria	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Coleoptera (Käfer)	Agabus sp.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata (Libellen)	Calopteryx splendens	0	2	1	2	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae	0	0	0	0	2	1	0	0	0	3
	Platynemis pennipes	2	0	0	0	3	3	0	0	0	4
Trichoptera (Köcherfliegen)	Hydropsyche angustipennis	0	2	3	2	0	0	0	0	0	0
	Hydropsyche exocellata	0	4	4	5	0	2	4	4	0	0
	Hydropsyche pellucidula	0	3	3	3	0	1	0	0	0	0
	Hydropsyche contubernalis	1	2	3	2	3	0	4	3	0	0
	Hydropsyche instabilis	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0
	Rhyacophila sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
	Cyrnus trimaculatus	3	2	3	3	2	0	0	0	0	2
	Ecnomus tenellus	1	3	4	4	0	0	0	0	0	0
	Ceraclea fulva	2	2	2	3	0	0	4	2	0	0
	Mystacides azurea	0	2	1	2	0	0	0	0	0	0
	Neureclipsis bimaculata	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Diptera (Zweiflügler)	Simuliidae	0	2	2	2	0	2	4	4	4	0
	Atherix ibis	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0
	Chironomidae (rot)	4	3	3	3	3	4	4	4	5	3
	Chironomidae (weiß)	2	0	0	0	0	2	0	0	0	2

Tab. 1: Liste der nachgewiesenen Taxa

Häufigkeiten: 1 = vereinzelt (präsent) 2 = wenig 3 = wenig bis mittel (abundant) 4 = mittel
5 = mittel bis viel (aspektbildend) 6 = viel 7 = massenhaft (dominant)

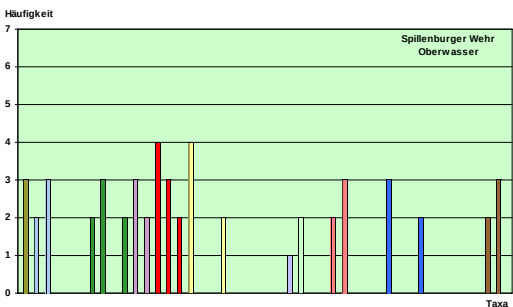
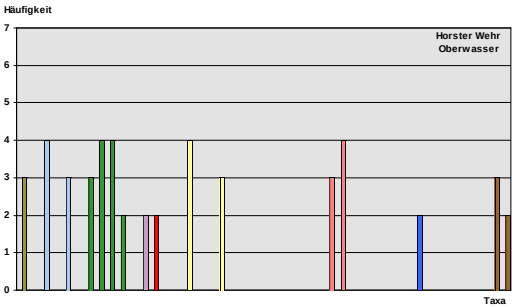
Herkömmlicher Fischaufstieg

Naturnah gestalteter Fischaufstieg

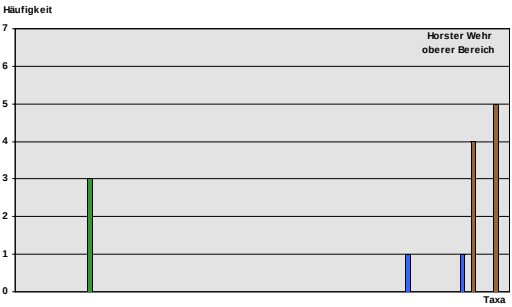
Horster Wehr

Oberwasser

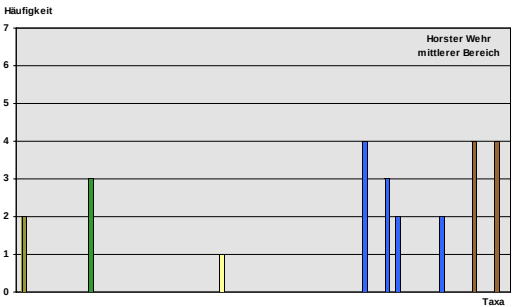
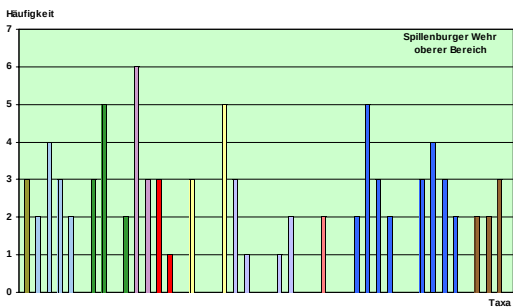
Spillburger Wehr



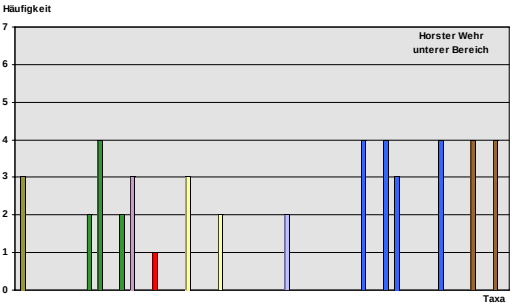
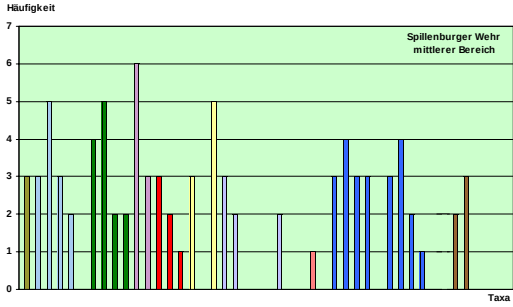
Fischaufstieg



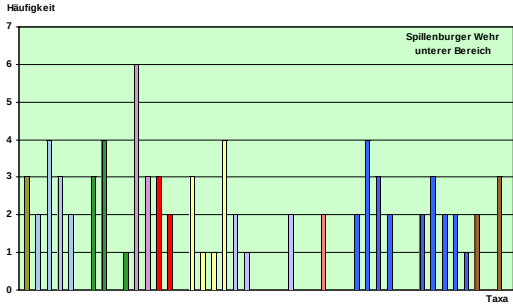
oberer Bereich



mittlerer Bereich



unterer Bereich



Unterwasser

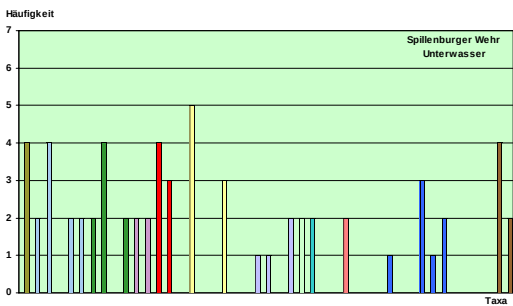
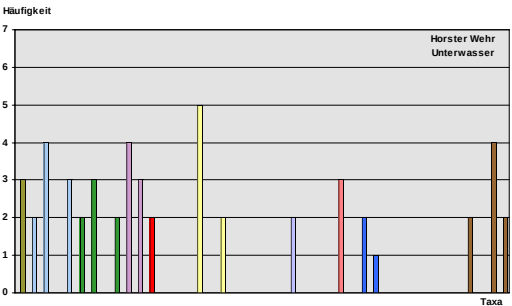


Abb. 12: Artenspektrum und Häufigkeitsverteilung in einer herkömmlichen Fischtreppe (Essen, Horster Wehr) und in einem naturnah gestalteten Fischaufstieg (Essen, Spillburger Wehr)
[Farbcodierung siehe Tab. 1]

3.2.5.2 Die Volme – Entwicklung der Gewässergüte im Zeitraum von 1969/70 bis 1998/99

Ulrich Schmieds (StUA Hagen)

Hydrologische und geomorphologische Aspekte

Der Ruhrzufluss Volme entspringt auf einer Höhe 460 m ü. NN in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet südöstlich von Meinerzhagen. Nach einer Fließstrecke von 49,3 km mündet die Volme auf etwa 90 m ü. NN bei Hagen in die Ruhr. Das Einzugsgebiet umfasst 427 km² (entspricht 9,5 % des Ruhreinzugsgebietes). Es ist naturräumlich dem Nordteil des rechtsrheinischen Schiefergebirges und damit dem Sauerland zuzurechnen.

Landschaftlich ist das Gebiet als typisches Mittelgebirge mit zahlreichen tief eingeschnittenen Tälern gekennzeichnet (PATTICHIS & LEDOUX 1996). Eine ausgezeichnete Darstellung der Pflanzen- und Tierwelt im historisch bedingt stark anthropogen überformten Volmeauenbereich im Raum Schalksmühle findet sich bei BUSSMANN (1996).

Im direkten Einzugsgebiet der Volme liegen zwei kleine Talsperren (Jubach- und Glör-Talsperre), die jedoch nur geringen Einfluss auf das Abflussregime der Volme haben.

Weitere Zuflüsse sind u. a.: Elspe, Lösenbach, Linnepe, Großer Klage Bach, Sterbecke, Epscheider Bach, Selbecke und schließlich Ennepe, die mit einem Einzugsgebiet von 187 km² das wichtigste und größte Nebengewässer der Volme ist.

Den an der Volme eingerichteten Pegeln können die in Tabelle 1 aufgeführten hydrologischen Hauptwerte zugeordnet werden:



Abb.1: Die Volme im Stadtgebiet von Hagen am Pegel Eckesey, ca. 1,2 Kilometer vor Mündung in die Ruhr (Trendmessstelle, Messstelle Nr. 441 200)

Untersuchungsprogramm und Messstellen-netz

Im Auftrag des damaligen Wasserwirtschaftsamtes Hagen wurden erste chemisch-physikalische Längsuntersuchungen der Volme in den Jahren 1965 und 1971 durch das Hygiene-Institut des Ruhrgebietes Gelsenkirchen durchgeführt. Die Untersuchungen gingen einher mit ersten mikrobiologischen Bestimmungen (Koloniezahl, Colikeymzahl) und Versuchen, die Saprobie anhand dominanter Organismengruppen (Bakterien, Ciliaten) zu bestimmen. Alte Unterlagen belegen, dass fast im gesamten Volmeverlauf die Organismendichte zu gering war, um einen Saprobienindex verlässlich ermitteln zu können.

Chemisch-physikalische Längsuntersuchungen des nunmehr eingerichteten Chemielabors des Wasserwirtschaftsamtes ergänzten in den Jahren 1967 und 1970 den Datenpool über die Volme, so dass das

Tab.1: Langjährige hydrologische Daten ausgewählter Volmepegel

Pegel	Fluss-km	Jahresreihe	MNQ [m³/s]	MQ [m³/s]	MHQ [m³/s]
Kierspe/Volme	42,4	1975 – 1995	0,09	0,69	11
Stephansohl/Volme	39,4	1970 – 1993	0,34	2,5	33
Hagen-Ambrock/Volme	11,0	1951 – 1994	1,1	5,6	73
Hagen-Eckesey/Volme	1,2	1951 – 1995	1,3	9,2	114

Gewässer in der ersten Gütekarte des Landes NRW dargestellt werden konnten (Gewässergütekarte 1973).

Im Zuge der erheblich verbesserten apparativen und personellen Ausstattung der Labors in der Wasserwirtschaftsverwaltung – so war seit 1972 in Hagen ein Biologe tätig – wurden die Gewässergüteuntersuchungen allgemein und somit auch speziell die an der Volme verdichtet und systematisiert. Grundsätzlich wurden in den Folgejahren hydrobiologische Befunde zur Festlegung von Gewässergüteklassen zugrunde gelegt. Basis hierfür war die durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1976) herausgegebene Schrift „Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland“, in der einheitliche Kriterien für die Beurteilung der Gewässergüte von Fließgewässern festgelegt und Gewässergüteklassen hinsichtlich des Zustandes der dazugehörigen Biozönose, häufig anzutreffender Konzentrationen wesentlicher chemischer Verschmutzungsindikatoren und weiterer Beschaffenheitsdaten der Gewässer definiert wurden. Die „Richtlinie für die Ermittlung der Gewässergüteklasse“ (LWA NW 1982) füllte den durch die LAWA-Schrift vorgegebenen Rahmen für das Land Nordrhein-Westfalen mit den erforderlichen Festlegungen im Detail aus, so dass ab diesem Zeitpunkt detaillierte Unterlagen über die Entwicklung der Benthosbiozönose der Volme vorliegen. Die u. a. für die Ermittlung der Gewässergüteklasse erforderliche Bestimmung des Saprobienindex ist durch eine DIN-Norm (DIN 38 410, Teil 2, 1990) vorgegeben.

Die Ermittlung der Gewässergüteklasse ist in Nordrhein-Westfalen Bestandteil des 1989 eingeführten und 1991 modifizierten Gewässergüteüberwachungssystems GÜS (LWA 1997) (vgl. Kap. 3.1.1). Kernstück des GÜS ist die Langzeitmissionsüberwachung. Durch ein stark differenziertes Messprogramm, das drei unterschiedlich intensive Überwachungsstufen beinhaltet, werden lokale Besonderheiten der Belastung und Nutzung der Gewässer berücksichtigt:

- Am flächendeckenden Messstellennetz der Basismessstellen werden die grundlegenden biologischen und begleitenden chemisch-physikalischen Messungen durchgeführt.
- In jährlich wechselnden Gebieten werden Intensivmessstellen eingerichtet, um in einem zeitlich

begrenzten Messprogramm einen vertieften Eindruck über die Situation in ausgewählten Einzugsgebieten zu erlangen.

- Trendmessstellen werden zur Erkennung längerfristiger Trends an Orten ausgeprägter wasserwirtschaftlicher Relevanz eingerichtet. An den Trendmessstellen werden sowohl im Hinblick auf die Häufigkeit (13 mal jährlich) als auch auf die Zahl der Messgrößen die umfangreichsten Untersuchungen vorgenommen.

Die aktuellen Gewässergütemessstellen der Volme und deren Zuordnung zu Überwachungsstufen sind der Tabelle 2 zu entnehmen.

Waren es in den ersten Untersuchungsjahren (1965 – 1975) 14 Messstellen, so erreichte infolge zahlreicher Gewässerverunreinigungen und Fischsterben die Messstellendichte im Zeitraum zwischen 1985 – 1990 mit 28 Messstellen, die zum Teil gezielt unterhalb von Einleitungen aus Kläranlagen und Industriebetrieben gelegt wurden, ein Maximum.

Derzeit werden 9 Basismessstellen direkt an der Volme beprobt. Aufgrund des Wegfalls alter Kläranlagen bzw. des Neubaus sowie Erweiterung bestehender Anlagen und der Sanierung von Kanalnetzen war und ist eine erhebliche Verminderung der Abwasserbelastung der Volme zu erwarten. Um diese Sanierungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Effektivität zu dokumentieren, wird seit 1996 ein Intensivmessprogramm durchgeführt, in dem relevante Gewässergütemessstellen intensiv (1996: 8 mal pro Jahr, in den Folgejahren 13 mal pro Jahr) überwacht werden. Diese Intensivüberwachung erstreckt sich auch auf den übermäßig verschmutzten Volmezufluss Elspe (Tab. 2).

Da es sich bei den Sanierungsmaßnahmen der letzten Jahre in erster Linie um Maßnahmen handelt, die sich auf kommunales Abwasser beziehen, ist der Schwerpunkt der Intensivüberwachung von den Messgrößen her auf folgende Parameter ausgerichtet:

- Grundmessprogramm Biologie:
Saprobienindex, Gewässergüteklasse.
- Grundmessprogramm Chemie:
Wassertemperatur, pH-Wert, Elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N, Sauerstoffzehrung in 5 Tagen, TOC, Gesamtphosphor, Ortho-

Tab. 2: Aktuelle Gewässergütemessstellen an der Volme und deren Zuordnung zu Überwachungsstufen

Lfd. Nr.	Messstellen-Nr.	Gewässer-name	Messstellenname	Entf. v d Mdg. [km]	Rechtswert	Hochwert	Basis-mess-stelle	Intensiv-mess-stelle	Trend-mess-stelle
1	439939	VOLME	OH MEINERZHAGEN	48,49	340613	566425	X		
2	439976	VOLME	OH KA OH RUE	46,22	340456	566522		X	
3	439988	VOLME	OH EINL. KA MEINERZ-HAGEN	46,03	340440	566530		X	
A	KA Meinerzhagen neu			46,	seit August 1996				
4	439990	VOLME	UH EINL. KA MEINERZ-HAGEN	45,95	340432	566535		X	
B	KA Meinerzhagen alt			45,9	Entfällt				
5	440000	VOLME	UH KA MEINERZHAGEN	45,65	340425	566560	X		
6	440103	VOLME	AM PEGEL KIERSPE	42,23	340317	566812	X		
C	KA Kierspe			41,8					
7	440152	VOLME	UH KA KIERSPE	41,33	340334	566888		X	
8	440206	VOLME	BEI IN DER GRUENE	37,47	340100	567129	X		
9	440309	VOLME	OH EINMDG ELSPE	32,6	340092	567522		X	
10	440401	VOLME	UH EINMDG ELSPE	31,83	340056	567574		X	
11	440449	VOLME	OH EINMDG LOESEN-BACH	30,67	339970	567625	X		
12	440462	VOLME	UH EINMDG LOESEN-BACH	30,41	339966	567651	X		
D/E	KA Volmetal / vormal's KA Lösenbachtal			29,3	seit 1999 / entfällt				
13	440504	VOLME	UH KA VOLMETAL	28,95	339962	567752		X	
14	440607	VOLME	OH SCHALKSMUEHLE	25,13	339822	567923		X	
15	440656	VOLME	OH KA SCHALKSMUEHLE	21,65	339665	568153	X		
F	KA Schalksmühle			21,3					
16	440700	VOLME	UH KA SCHALKSMUEHLE	20,17	339672	568224		X	
17	440802	VOLME	OH RUMENOHL	18,67	339724	568356		X	
18	440905	VOLME	UH PRIOREI	15,98	339722	568541	X		
19	441004	VOLME	AM PEGEL AMBROCK	10,85	339666	568863			X
20	441107	VOLME	OH EINMDG ENNEPE	4,33	260226	569310	X		
21	441200	VOLME	V MDG I D RUHR	1,21	260097	569548			X
Volmezuflüsse									
22	441405	ELSPE	V MDG I D VOLME	0,16	340113	567546		X	
23	441508	LOESEN-BACH	V MDG I D VOLME	0,1	339975	567638	X		
24	441703	HAELVER	V MDG I D VOLME	0,02	339743	567956	X		
25	441806	GLOER	V MDG I D VOLME	0,15	339633	568060	X		
26	441855	SELBECKE	V MDG I D VOLME	0,17	260416	569129	X		
27	443300	ENNEPE	V MDG I D VOLME	0,32	260157	569313	X		

Abkürzungen: OH
UH
V MDG I D
EINMDG

oberhalb
unterhalb
vor Mündung in die
Einmündung

EINL.
KA
RUE

Einleitung
Kläranlage
Regenüberlauf

Phosphat-P, Chlorid, Sulfat sowie ein Schwermetall-Screening 1 x/Jahr.

Zusätzlich werden an zwei Stellen der Volme (Trendmessstellen) langfristig wassergütwirtschaftliche Trends erfasst. Ergänzend zum dargestellten Untersuchungsumfang erfolgt in Schalksmühle

(Fluss-km 26,39) die kontinuierliche Überwachung des Flusses durch eine Gewässergütekонтроlstation.

Ausgewählte Ergebnisaspekte werden nachfolgend dargestellt.

Die Entwicklung der Gewässergüte der Volme

Gewässergüteklassen

Schon die ersten Gewässergüteuntersuchungen (1965/71) zeigten drastisch, dass die Volme ein in erster Linie durch Abwassereinleitungen aus dem kommunalen und industriellen Bereich geprägtes Gewässer war. Jahrzehntlang wurde der Oberlauf des Gewässers durch die Kläranlage Meinerzhagen stark bis übermäßig verschmutzt (Abb. 2). Doch auch schon oberhalb der Kläranlage erfolgten bereits Belastungen durch den Zufluss Hahnenbecke mit dem Sickerwasser der gleichnamigen Deponie, dem aluminium- und nitritbelasteten Abwasser eines Industriebetriebes sowie durch einen unzulänglichen Regenüberlauf. Über die von diesem Regenüberlauf ausgehenden gravierenden Gütebeeinträchtigungen (zeitweise sehr starke Verschmutzung und „Ausräumen“ des Baches an Makrozoobenthos infolge des hydraulischen Stresses; im Zeitraum von 1980 – 1995) ist mehrfach, zuletzt im Gewässergütebericht 1993/94 (LUA 1996) berichtet worden.

Die im weiteren Fließverlauf einleitende Kläranlage Kierspe (Tab. 2), deren Reinigungsleistung auch heute noch nicht den allgemein anerkannten Regeln der Technik genügt und die im Jahre 2001 umgebaut werden soll, bewirkte, dass bei einer 1995 durchgeführten Untersuchung noch ein kurzer Volmeabschnitt im Grenzbereich der Güteklasse II-III und III einzustufen war, während oberhalb der Kläranlage die Güteklasse II-III festgestellt wurde (SCHMIEDS 1996).

Aus dem Volmeabschnitt unterhalb von Kierspe wurden Ende der 70er Jahre bis über die Mitte der 80er Jahre mehrere schwere Gewässerverunreinigungen und Fischsterben bekannt, die durch Abwassereinleitungen eines Galvanik-Betriebes in Kierspe-Bollwerk verursacht wurden. Dieser Betrieb wurde 1997 an das Kanalsystem angeschlossen.

Weitere Hauptbelastungsschwerpunkte der Volme in den vergangenen Jahrzehnten waren die Zuflüsse Elspe und Lösenbach. Der Oberlauf der Elspe war und ist mäßig belastet. Im weiteren Fließverlauf wurde das Gewässer durch Neutralisationsabwässer eines aluminiumverarbeitenden Betriebes biologisch stark geschädigt (Güteklasse III-IV (LUA 1996)). Als Hauptverschmutzungsursache war un-

verändert die Einleitung der Kläranlage Lüdenscheid-Elspetal anzusehen. Die Kläranlage entsprach nicht den allgemein anerkannten Regeln der Technik. Unterhalb dieser Einleitung war die Elspe bei mehrfach festgestellten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalten von über 10 mg/l übermäßig verschmutzt (Güteklasse IV). Das Gewässer war hinsichtlich des Makrozoobenthos verodet.

Aktuelle Untersuchungen (Oktober 1999) zeigen, dass im Mündungsbereich der Elspe eine gewisse „Erholung“ der Makrozoobenthosbesiedlung eingesetzt hat, das Artenspektrum jedoch aus bisher nicht bekannten Gründen sehr dürtig bleibt. In vergleichbaren Fällen erfolgt eine Wiederbesiedlung von Gewässerabschnitten, zumal im Oberlauf der Elspe eine ausgeprägte Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft anzutreffen ist (Güteklasse II), recht schnell. Es wird untersucht, ob eine Metallbelastung des Sedimentes (Altlast) als besiedlungsfeindlicher Faktor in Betracht kommt.

Über mehrere Jahre wurde auch im Lösenbach infolge von Schadensfällen und zu vermutenden ungenehmigten Direkteinleitungen eine biologische Verarmung festgestellt (mehrfach Güteklasse III-IV). Die von den Zuflüssen Elspe und Lösenbach ausgehende Verschmutzung schlug über lange Jahre bis weit in den Fließverlauf der Volme durch und traf auf die von den Kläranlagen Lösenbachtal und Schalksmühle ausgehende Belastung. Die Folge war ein weitgehend kritisch belasteter, aus biologischer Sicht sehr artenarmer Mittel- und Unterlauf des Flusses.

Die Güteuntersuchungen des Jahres 1998 sowie die Vorauswertung der Untersuchungsbefunde des Jahres 1999, belegen eine tiefgreifende Verbesserung der Gewässergüte der Volme. Während der Fließbereich oberhalb des Stadtgebietes von Meinerzhagen nur gering und im Stadtgebiet mäßig belastet wird, ist unterhalb der Einleitung der umgestalteten Kläranlage Meinerzhagen ein kurzer Abschnitt, der im Grenzbereich der Güteklassen II und II-III liegt. Der gesamte sich anschließende Volmeverlauf bis zur Mündung in die Ruhr weist eine nur mäßige Belastung auf und wird in die Güteklasse II eingestuft.

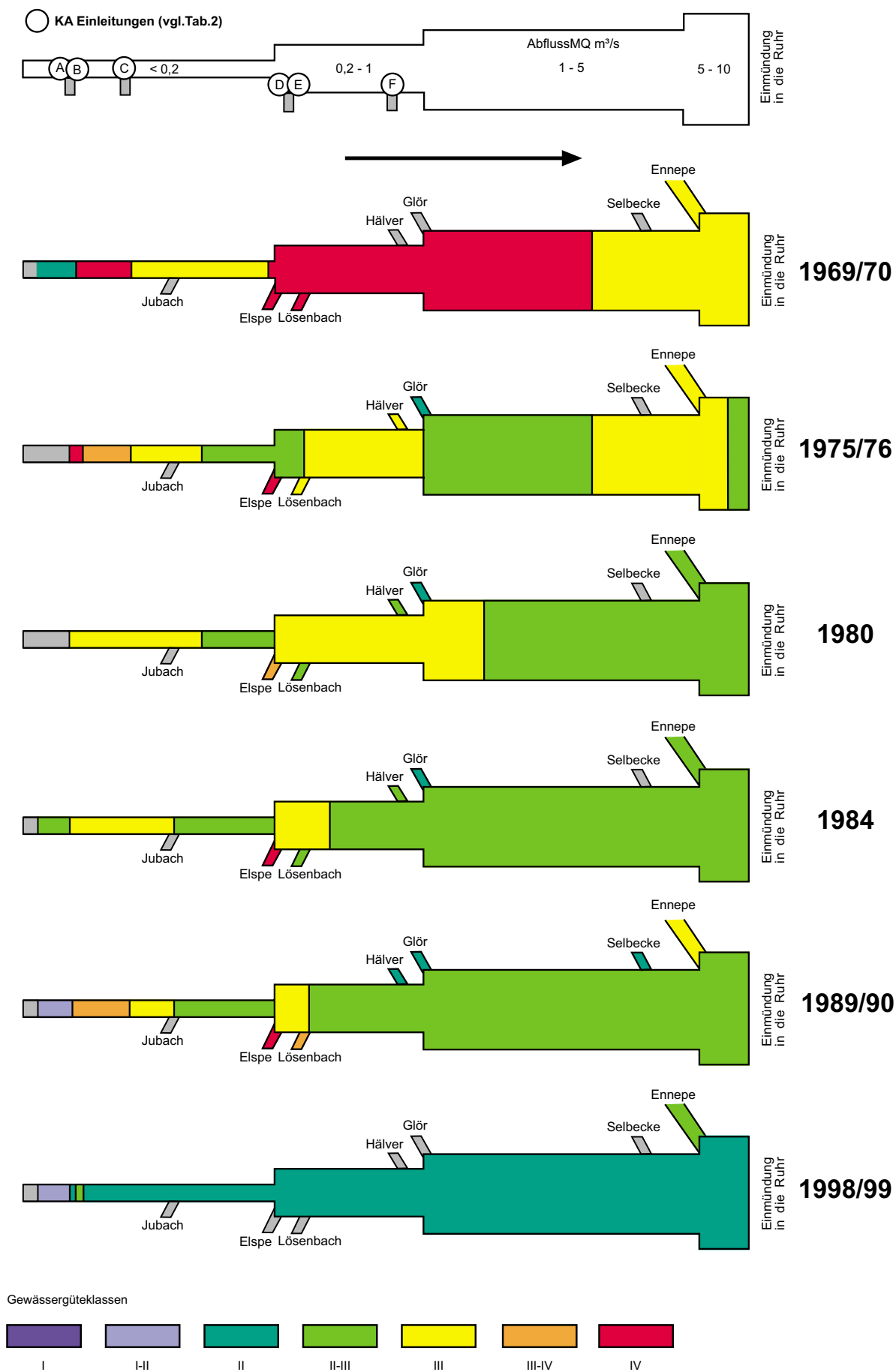


Abb. 2: Die Gewässergüteklassen der Volme zwischen 1969/70 und 1998/99

Wesentliche abwassertechnische Veränderungen

Ursache der durchgreifenden Gewässergüteverbesserungen der Volme sind abwassertechnische Veränderungen, die insbesondere in den letzten fünf Jahren realisiert wurden (Tab. 3). Einige bedeutende Maßnahmen, die zum jetzigen Gütezustand der Volme beigetragen haben, sind:

- Umbau und Sanierung der Kläranlage Meinerzhagen (1994 – 1996);
- Neubau der Kläranlage Volmetal, Anschluss der Kläranlagen Elspetal und Lösenbachtal an die neue Kläranlage (1996 – 1999);
- Erweiterung der Kläranlage Schalksmühle (1997 – 1998);
- Anschluss zahlreicher Direkteinleiter an das Kanalsystem (metallbe- und verarbeitende Betriebe; Klinikabwässer, u. a.);

Parallel zu den Neubauten von Kläranlagen durch den Ruhrverband wurden auch von den Städten und Gemeinden erhebliche Investitionen im Bereich von Neuanschlüssen bisher noch nicht an eine öffentliche Kläranlage angeschlossener Siedlungsgebiete sowie insbesondere durch Sanierung maroder oder unterdimensionierter Abschnitte der Kanalnetze getätigt. Damit verbunden ist u. a. die Aufgabe alter, nicht den allgemein anerkannten Regeln der Technik entsprechenden Entlastungsbauwerke (Regenüberläufe, Notabschläge), die durch neue, z. T. sehr große Niederschlagswasserbehandlungsanlagen (Regenüberlaufbecken/Stauraumkanäle) ersetzt wurden. Letztere Bauwerke wurden von den Gemeinden teilweise in Vorleistung für den Ruhrverband errichtet.

Entscheidende Bedeutung kommt neben den Behandlungsanlagen den großen Hauptsammlern der Gemeinden zu, die zum Teil aufgrund von Kläranlagenaufgaben (Lösenbachtal/Elspetal/Dahl) zum anderen wegen des erstmaligen Anschlusses erforderlich wurden. Die Aktivitäten der Städte Lüdenscheid und Hagen sind in diesem Zusammenhang besonders hervorzuheben (Tab. 3).

Ergebnisdarstellung ausgewählter chemischer Messgrößen

Das Ausmaß früherer und nunmehr infolge der abwassertechnischen Sanierungsmaßnahmen dras-

tisch reduzierter Gewässerbelastung ist insbesondere über Konzentrationsbetrachtungen der Messgrößen Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), Gesamtphosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$) und dem Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) eindrucksvoll zu dokumentieren.

In den Abbildungen 3 bis 5 sind die in der Volme an ausgewählten Gütemessstellen ermittelten Konzentrationen dieser Messgrößen dargestellt. Da das Datenkollektiv der letzten 25 Jahren sehr heterogen war, wurden in diesen Darstellungen Mittelwerte aus jeweils 5 Jahren gebildet (Fünffjahresmittelwerte).

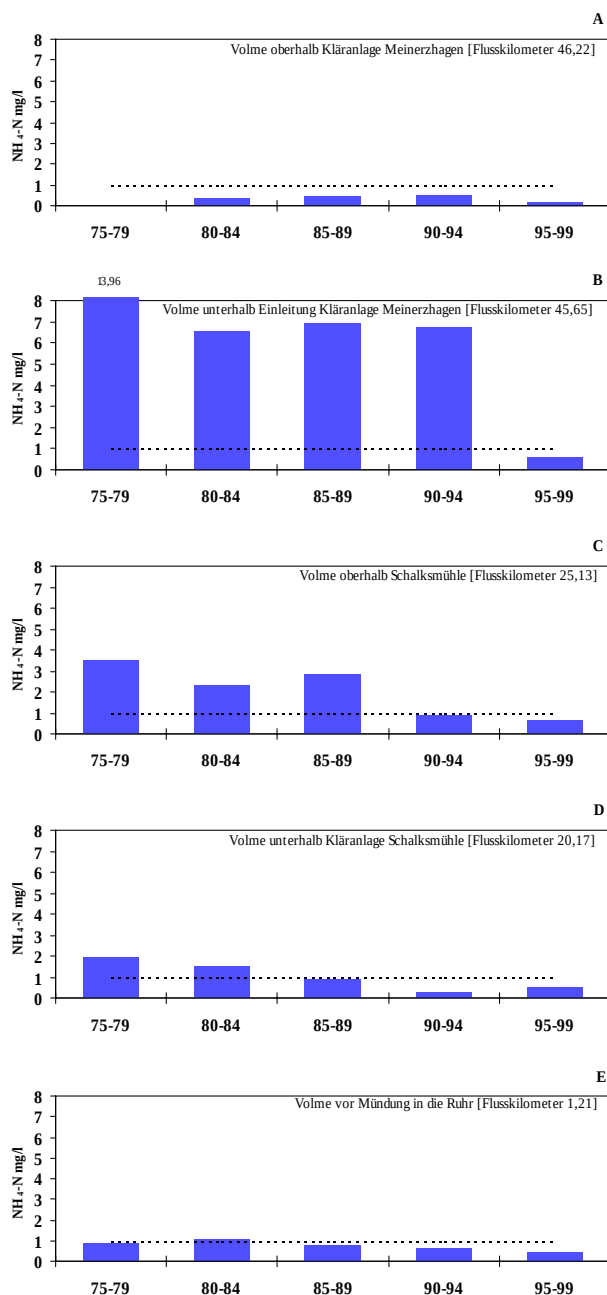


Abb. 3: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l) an ausgewählten Messstellen der Volme von 1975 – 1999 (Fünffjahresmittel), --- AGA 1 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$

Tab. 3: Wesentliche abwassertechnische Veränderungen im direkten Einzugsgebiet der Volme.

Einzugsgebiet	KA Meinerzhagen	KA Kierspe-Bahnhof	KA Lüdenscheld-Elspetal (Volmezufluss: Elspe)	KA Lösenbachtal / KA Volmetal	KA Schalksmühle	KA Hagen-Dahl (=> KA Hagen-Vorhalle)
Datum/Zeitraum						
1953			1. Inbetriebnahme			
1960				1. Inbetriebnahme		
1961	1. Inbetriebnahme					
1976		1. Inbetriebnahme				
1979			Inbetriebnahme einer chem. Fällung			
1981					1. Inbetriebnahme	
1982 – 1984						Inbetriebnahme der Schönungsteiche; Hauptsammler Volmetal (Rummenohl, Priorei, Dahl) mit SK Rummenohl (V = 180 m³) u. SK Dahl (V = 650 m³), Anschluß der Siedlungskläranlagen Rummenohl und Priorei an Hauptsammler
1987			Umbau der chem. Fällung zur Leistungssteigerung			
1990			Ab 1990: Sanierung der Hauptsammler im Einzugsgebiet, Ausbau von RÜB u. SK mit Aufgabe von Notabschlägen (Baumaßnahme noch nicht endgültig abgeschlossen)	Sanierung der Hauptsammler im Einzugsgebiet, Ausbau von RÜB u. SK mit Aufgabe von Notabschlägen		
1992						Außerbetriebnahme KA Dahl, Überleitung zur KA HA-Vorhalle
1993		Inbetriebnahme RÜB (V = 1300 m³) KA Kierspe-Bahnhof				Inbetriebnahme SK „Wasserloses Tal“ (V = 500 m³)
1994	1. Teilinbetriebnahme der neuen KA, Anschluss der Abwässer eines aluminiumverarbeitenden Betriebes und der Deponie Hahnenbecke an die KA			Inbetriebnahme RÜB/SK Brügge (V = 3700 m³), gleichzeitig Neubau Hauptsammler Lösenbach und Brügge (B 54)	Inbetriebnahme SK-Kläranlage (V = 900 m³)	Inbetriebnahme SK Sedanstraße (V = 8100 m³), SK Eilper Straße (V = 780 m³) Neubau/Sanierung Hauptsammler Eilpe-Delstern
Ende 1995	Inbetriebnahme des RÜB (V = 4400 m³) und somit Außerbetriebnahme des RÜ direkt vor der KA					
1996	Inbetriebnahme der neuen KA			Aufgabe der KA Lösenbachtal u. Anschluss/ Weiterführung der Anlage unter dem Namen der am selben Standort im Neubau befindlichen KA Volmetal, Anschluss Ortslage Pöppelsheim		Sanierung Sammler Ernst und Anschluss Delstern
1997			Anschluss an die im Neubau befindliche KA Volmetal, Inbetriebnahme RÜB/SK Elspetal (V = 2600 m³)	Inbetriebnahme von Belebungsbecken, Nachklärung u. chem. P-Fällung, Anschluss Ortslage Kierspe Bollwerk	Umbau u. Inbetriebnahme der neu errichteten Anlagenteile	
1998		Inbetriebnahme einer chem. P-Fällung		Inbetriebnahme aller Anlagenteile	Endabnahme	Bis 1998 Anschluss der Nebensammler im Volmetal
1999				Endabnahme		
A k t u e l l e r S t a n d						
Größenklasse	4	4	3	(4) / 4	4	2
Ausbaugröße (EW)	18.000	14.000	8.280	(13.300) / 33.500	47.000	
Reinigungsstufen	N DN P X X X	N DN P X X X		N DN P X X X	N DN P X X X	
a. a. R. d. T.	ja	nein, Umbau 2001	außer Betrieb, 14.05.97	außer Betrieb 30.12.96/ja	ja	08.07.92 Anschluss an KA HA-Vorhalle

(Abkürzungen: KA = Kläranlage; N = Nitrifikation; DN = Denitrifikation; P = Phosphat-Eliminierung; RÜB = Regenüberlaufbecken; SK = Kanalstauraum)

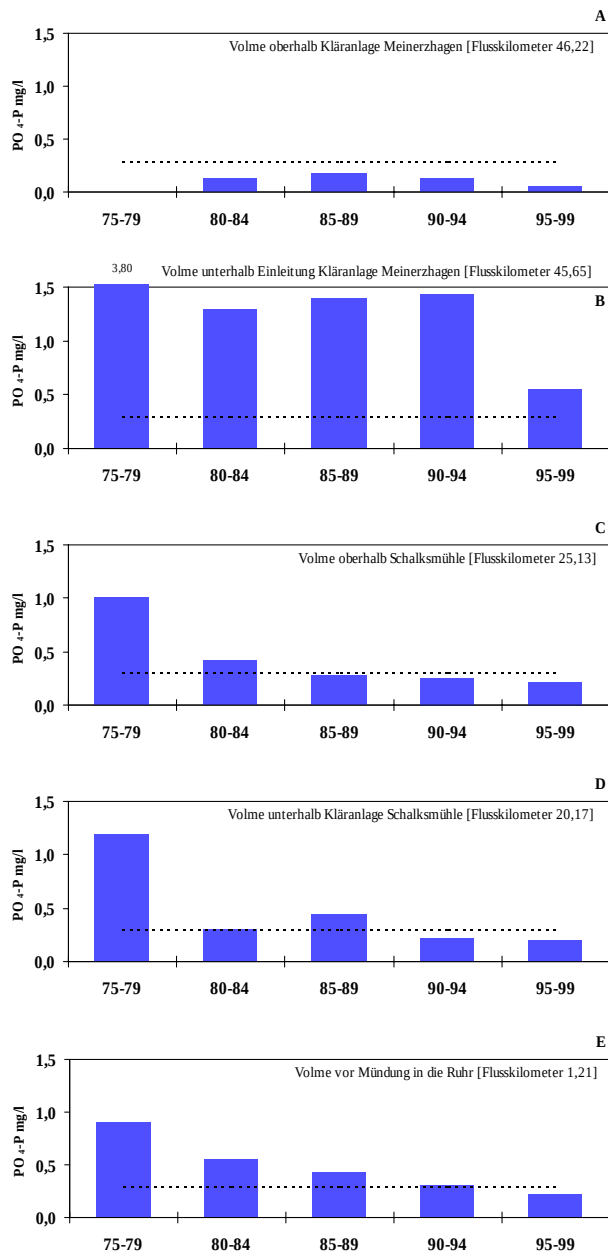


Abb. 4: PO_4 -P-Konzentrationen (mg/l) an ausgewählten Messstellen der Volme von 1975 – 1999 (Fünffahresmittel), --- AGA $\leq 0,3$ mg/l PO_4 -P

Die Diagramme A (Vorbeltung) und B der Abbildungen belegen jeweils die über Jahrzehnte insbesondere von der alten Kläranlage Meinerzhagen ausgehende Verschmutzung der Volme, die an keiner anderen Stelle des Flusses so gravierend war wie in Meinerzhagen (vgl. Diagramme C, D, E). Umbau und Sanierung der Kläranlage (1994 – 1996) wirkten sich derart positiv aus, dass an der Messstelle 4 unterhalb der Kläranlage der durch die „Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer“ (AGA) (MURL 1991) einzuhaltende Grenzwert für Ammonium $\leq 1,0$ mg/l NH_4 -N bereits bei dem

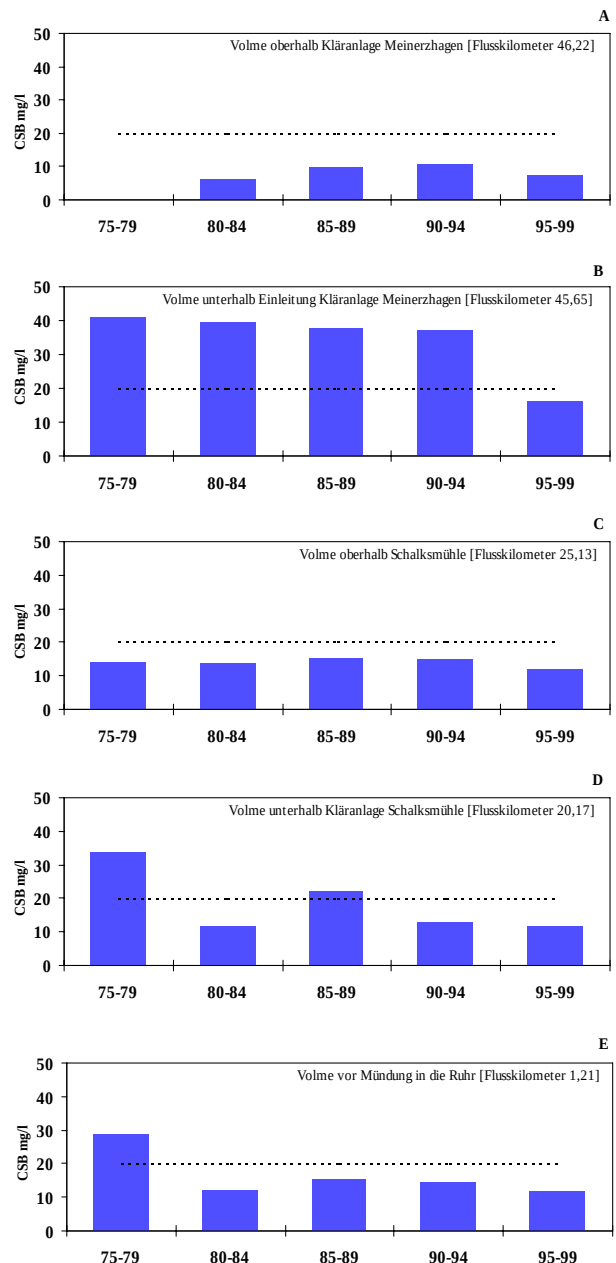


Abb. 5: CSB-Konzentrationen (mg/l) an ausgewählten Messstellen der Volme von 1975 – 1999 (Fünffahresmittel), --- AGA ≤ 20 mg/l CSB

Fünffahresmittelwert 95 – 99 von 0,55 mg/l, und der AGA-Grenzwert für den CSB (≤ 20 mg/l) bei dem Fünffahresmittelwert 95 – 99 von 16 mg/l deutlich unterschritten wurde.

Auch der für die Volme als Salmonidengewässer gemäß Fischgewässerverordnung (1997) einzuhaltende Grenzwert ($I = \text{Imperativwert}$) von < 1 mg/l NH_4 (entspr. $< 0,78$ mg/l NH_4 -N) wird deutlich unterschritten. Lediglich die AGA für Gesamtphosphor mit $\leq 0,3$ mg/l wird von dem Fünffahresmittelwert 95 – 99 noch deutlich überschritten (Abb. 4).

Analysiert man die im Rahmen des Intensivmessprogramms erhobenen Daten jedoch jahresbezogen, ergeben sich für die letzten Jahre folgende Werte (Tab. 4):

Tab.4: PO₄-P-Mittelwerte und 90-Perzentile (mg/l) in der Volme unterhalb der Kläranlage Meinerzhagen in den Jahren 1995 – 1999

	Anzahl der Messwerte n	Mittelwert (PO ₄ -P mg/l)	90-Perzentile (PO ₄ -P mg/l)
1995	2	1,13	–
1996	9	0,48	–
1997	15	0,42	0,774
1998	14	0,23	0,288
bis Aug. 1999	7	0,19	n. n. b.

Die Mittelwerte von 1998 und 1999, wie auch die 90-Perzentile, liegen bereits deutlich unter dem AGA-Grenzwert bei weiter abnehmender Tendenz.

In Abbildung 6 sind die Messgrößen NH₄-N, PO₄-P und CSB im Längsverlauf der Volme während der sommerlichen Niedrigwasserphasen der Jahre 1994, 1996 und 1998 vergleichend dargestellt. Neben dem 1994 großen Einfluss durch die Kläranlage Meinerzhagen (Entf. v. d. Mdg. 45,95 km, Tab. 2) war hinsichtlich der NH₄-N-Belastung auch der Einfluss des Zuflusses Elspe (km 31,83) mit der mangelhaften Kläranlage Elspetal sowie der der Kläranlage Lösenbachtal (km 29,3) erheblich.

Die Längsuntersuchung vom 29.09.98 wies lediglich unmittelbar unterhalb der Kläranlage Meinerzhagen mit NH₄-N = 1,2 und 0,9 mg/l, PO₄-P = 0,27 mg/l und einem CSB von 17 und 19 mg/l erhöhte Werte auf, die nach einer Fließstrecke von rd. 3 km am Pegel Kierspe bereits auf NH₄-N = 0,2 mg/l, PO₄-P = 0,11 mg/l und CSB = 11 mg/l reduziert waren.

Im Unterlauf der Volme sind seit 1989 folgende zwei Trendmessstellen eingerichtet „Volme am Pegel Ambrock“ und „Volme vor Mündung in die Ruhr (Pegel Eckesey)“. Beide Stellen werden 13 – 14 mal im Jahr chemisch untersucht. Die Abbildungen 7 und 8 stellen die 50- und 90-Perzentile für die Messgrößen Ammonium, Gesamtposphor und CSB an diesen beiden Messstellen dar.

Am Pegel Ambrock lässt sich für die Messgrößen Gesamtposphor und CSB seit 1993 eine Verbesserung erkennen. Das 90-Perzentil schwankt bei der Messgröße Gesamtposphor minimal um den AGA-Grenzwert von 0,3 mg/l P_{ges}, während das

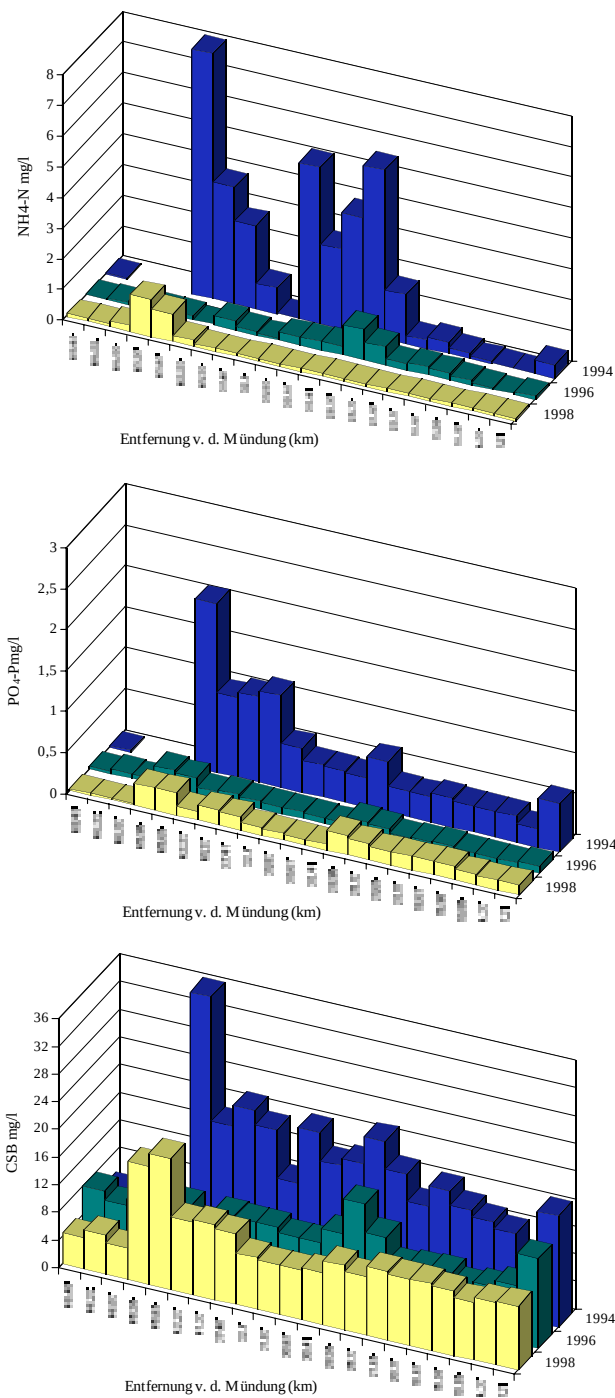


Abb. 6: Die Messgrößen NH₄-N, PO₄-P und CSB (mg/l) im Fließverlauf der Volme in den Jahren 1994, 1996 und 1998

90-Perzentil der Messgröße CSB den AGA-Grenzwert von 20 mg/l seit 1993 nicht mehr überschritten hat.

Stark schwankende Ergebnisse weist die Perzentilauswertung für die Messgröße Ammonium der letzten 4 Jahre am Pegel Ambrock auf. Das 90-Perzentil liegt zwischen 0,6 und 1,7 mg/l NH₄ -N, das 50-Perzentil beträgt im gleichen Zeitraum konstant

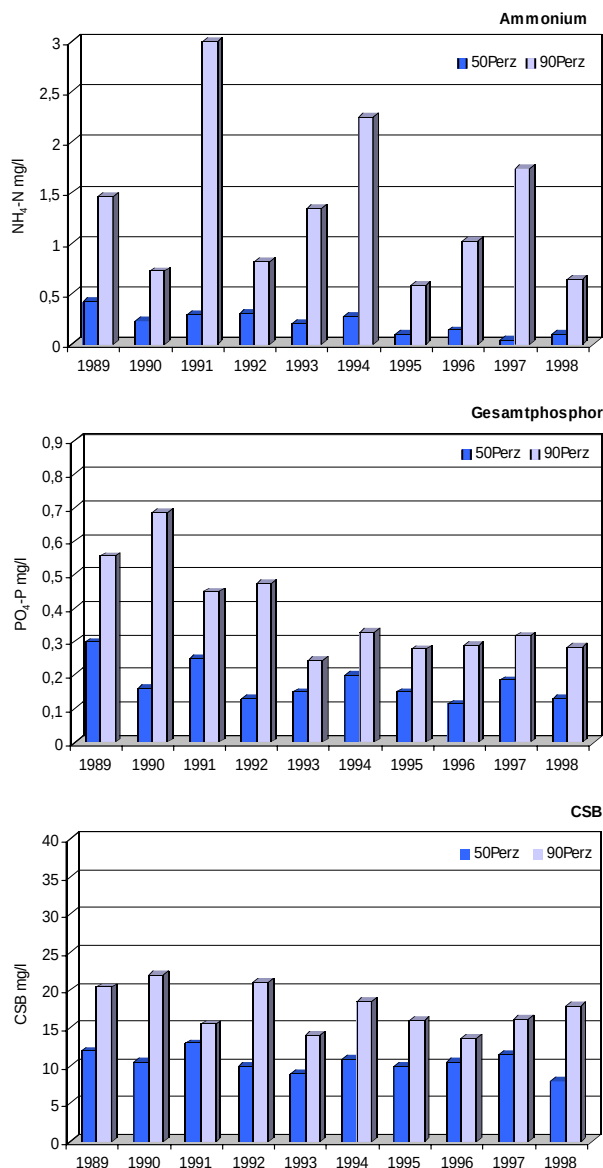


Abb. 7: 50- und 90-Perzentile der Messgrößen $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ und CSB in der Volme am Pegel Ambrock

0,1 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Diese Unterschiede sind darauf zurückzuführen, dass es vereinzelt zu hohen Ammoniumspitzen in der Volme kommt und das 90-Perzentil bei nur 13 – 14 Messwerten sofort nach oben verschoben wird.

Ein fast ähnliches Bild weisen auch die Darstellungen der 50- und 90-Perzentile der Messstelle „Volme vor Mündung in die Ruhr (Pegel Eckesey)“ auf. Die Absolutwerte sind an dieser Stelle nur noch etwas höher als am Pegel Ambrock. Dieser Anstieg der Belastung wird durch die Ennepe verursacht, die in Hagen in die Volme fließt. Die Ennepe wurde bis 1997 durch die Kläranlage Gevelsberg stark verschmutzt. Erst mit Erweiterung bzw. Neubau dieser

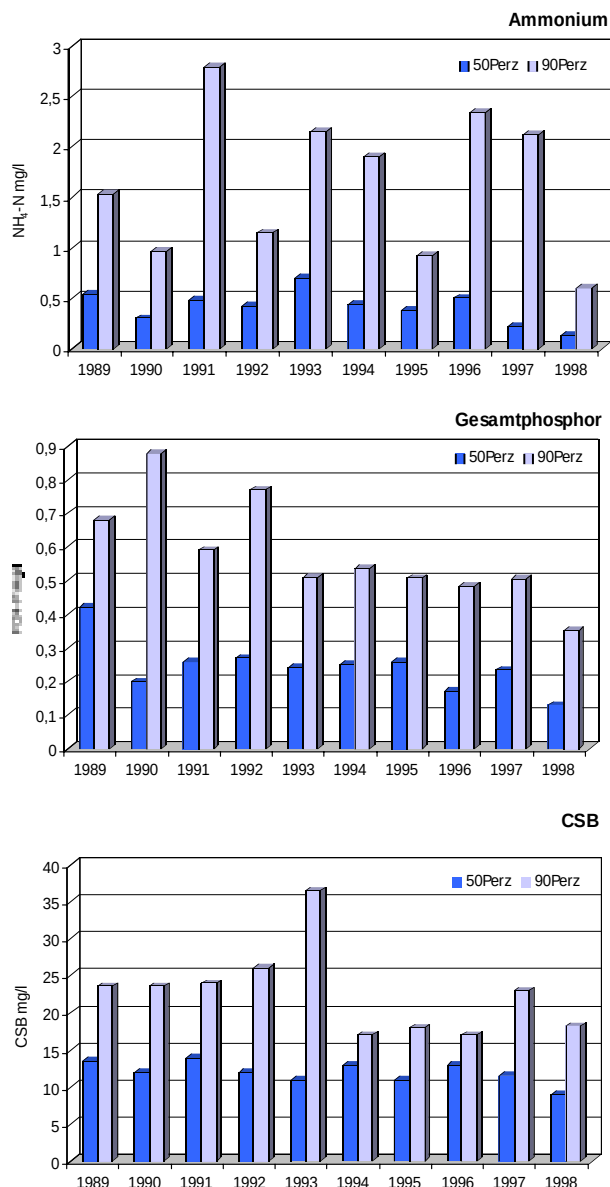


Abb. 8: 50- und 90-Perzentile der Messgrößen $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ und CSB in der Volme vor Mündung in die Ruhr (Pegel Eckesey)

Kläranlage und Wegfall der Kläranlage Gevelsberg-Vogelsang entspannte sich 1998 die Gewässergütesituation, was sich auch am Pegel Eckesey positiv auswirkte (Abb. 8). Beim Gesamtphosphor konnte beim 90-Perzentil eine deutliche Reduktion von sonst konstant 0,5 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ auf 0,35 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ infolge der P-Elimination an der Kläranlage Gevelsberg verzeichnet werden.

Reaktionen des Makrozoobenthos

Die Verringerung der Belastung hat weitreichenden Einfluss auf die Lebensgemeinschaft in der Volme. Diese Entwicklung wird letztlich summarisch anhand der verbesserten Gewässergüteklassifizierung

rung dokumentiert. Nachfolgend werden einige Veränderungen und Reaktionen der am Gewässergrund lebenden, mit dem bloßen Auge erkennbaren tierischen Kleinlebewesen (Makrozoobenthos-Biozönose) im Detail aufgezeigt. Diesen Auswertungen liegen Probenahme- und Untersuchungstechniken (halbquantitatives Absammeln, Vor-Ort-Bestimmung und Erfassung des Benthos sowie systematisches Nachbestimmen im Labor) zugrunde, wie sie zielführend für die Berechnung von Saprobienindices und Ermittlung der Gewässergüteklassen erforderlich sind. Sie erheben nicht den Anspruch, wirklich jede, in Einzelexemplaren in der Volme wiederauftauchende Art zu erfassen und somit zu absoluten Spitzenzahlen bei nachgewiesenen, systematischen Gruppen zu gelangen. Die Methodik ist jedoch absolut geeignet, festzustellen, ob Besiedlungsdefizite bestehen und eine ggf. erfolgte Wiederbesiedlung lediglich durch anspruchslose Ubiquisten oder durch mittelgebirgsflusstypische Arten erfolgt ist.

In einem ersten Aspekt wird beispielhaft die Wiederbesiedlung stark beeinträchtigter Volmeabschnitte anhand der Abbildung 9.

Hierbei, wie auch in Abbildung 10, bleiben gelegentliche Einzelfunde bestimmter Organismen wie Spongillidae (Süßwasserschwämme) und Hydrozoa (Nesseltiere) sowie systematisch schwer oder nicht näher bestimmbar Gruppen wie Oligochaeta (Wenigborster) und Hydracarina (Süßwassermilben) und letztlich auch eher zufällig erfasste Fische (*Cottus gobio*, Mühlkoppe) unberücksichtigt. Aus Darstellungsgründen sind Arten, Gattungen und weitere Gruppen aus zoologischer Sicht zu übergeordneten systematischen Einheiten (z. B. bei Insektenlarven auf Ordnungsniveau) zusammengefasst. Um jedoch auch einen differenzierten Einblick in die Zusammensetzung der Benthosbiozönose zu ermöglichen, sind die der Abbildung 9 zugrunde liegenden Organismen mit ihren Häufigkeitsstufen

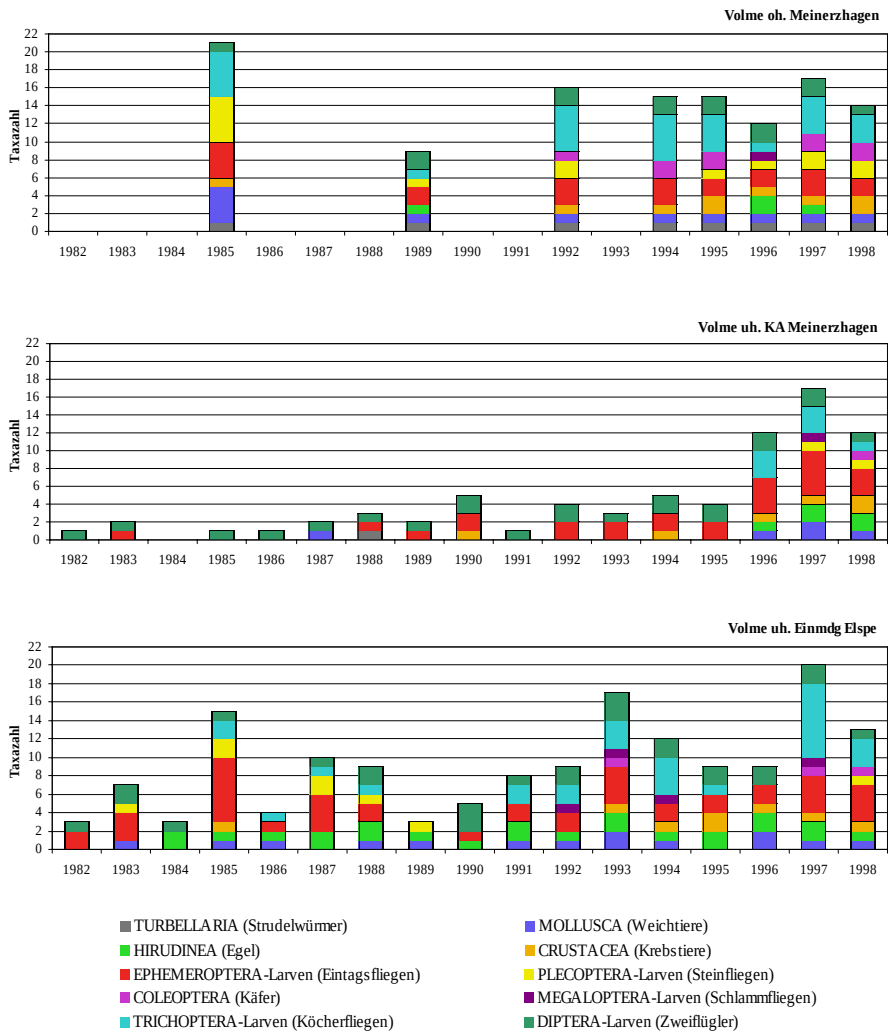


Abb. 9: Taxazahl des Makrozoobenthos ausgesuchter Messstellen der Volme in den Jahren 1982 – 1998

VOLME OH MEINERZHAGEN - Messstellen-Nr. 439939																	
Jahr	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Taxon																	
SCHIZOMYCETES																	
Sphaerotilus natans				3									2				2
TURBELLARIA																	
Polycelis felina				7				6			4		2	3	2	2	3
MOLLUSCA																	
Ancylus fluviatilis				5				3			4		2	3	4	2	2
Bythinella spp.				3													
Radix ovata																	
Pisidium spp.				3													
Planorbidae				2													
OLIGOCHAETA																	
Oligochaeta																	
Tubificidae																	
HIRUDINEA																	
Erpobdella octoculata															2		
Glossiphonia complanata								1							2	2	
Glossiphonia heteroclita																	
CRUSTACEA																	
Gammarus fossarum				3										2			2
Gammarus pulex											2		2	2	4	3	4
Gammarus spp.																	
Asellus aquaticus																	
EPHEMEROPTERA																	
Baetis rhodani				2				2			2		2	2	2	2	3
Baetis spp.				2				2			2		2	2	2	2	
Ecdyonurus venosus																2	
Ecdyonurus spp.											2						
Epeorus sylvicola													2				2
Epeorus spp.																	
Rhithrogena semicolorata-Gruppe				1													
Ephemera danica																	
Ephemerella ignita																	
Ephemerella mucronata																	
Habroleptoides modesta																	
Habrophlebia lauta																	
Leptophlebia vespertina				2													
Leptophlebiidae																	
PLECOPTERA																	
Chloroperla torrenticum				6													
Leuctra spp.				5				2					2			2	2
Amphinemura spp.				4													
Nemoura spp.				6							2				2	2	2
Protonemura spp.				2							2						
Perla marginata																	
COLEOPTERA																	
Elmis maugetii											1		2				
Elmis spp.														2			
Hydraena spp.													2				2
Limnius volckmari														2		2	2
Platambus maculatus																2	
Oreodytes sanmarki																	
MEGALOPTERA																	
Sialis fuliginosa															2		
Sialis lutaria																	
TRICHOPTERA																	
Anabolia nervosa																	
Anomalopterygella chauvinia.																	
Potamophylax latipennis													2				
Potamophylax rotundipennis																2	
Potamophylax spp.																	
Limnephilidae				2				2			6						
Hydropsyche angustipennis																	2
Hydropsyche pellucidula																	
Hydropsyche siltalai																	
Hydropsyche spp.				3							3		2	2		2	
Lepidostoma hirtum																	
Plectrocnemia conspersa				4									2	2	2	2	2
Polycentropus flavomaculatus																	
Polycentropus spp.											1						
Rhyacophila (Rhyacophila)				2							2			2			
Rhyacophila nubila													2				
Sericostoma personatum														2			2
Sericostomatinae											2						
DIPTERA																	
Diptera Larven																	
Chironomidae								2			2		2	2	2	2	
Chironomus thummi-Gruppe																	
Simuliidae				2				2			2		2	2	2	2	2
Tipulidae																	
HYDRACARINA																	
Hydracarina								2									
PISCES																	
Cottus gobio																	
Anzahl der Taxa (ohne Schizomycetes)	0	0	0	20	0	0	0	10	0	0	16	0	14	15	12	16	14

Tab. 5: Teil 1
Makrozoobenthos-Taxa
ausgesuchter Messstellen
der Volme 1982 – 1998

Tab. 5: Teil 2
Makrozoobenthos-Taxa
ausgesuchter Messstellen
der Volme 1982 – 1998

VOLME UH KA MEINERZHAGEN - Messstellen-Nr. 440000																	
Jahr	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Taxon																	
SCHIZOMYCETES																	
Sphaerotilus natans	2	6	2	6	4	3	4	6	5	4	4	4	4	4	2		2
TURBELLARIA																	
Polycelis felina							1										
MOLLUSCA																	
Ancylus fluviatilis															2	2	2
Bythinella spp.						1											
Radix ovata																2	
Pisidium spp.																	
Planorbidae																	
OLIGOCHAETA																	
Oligochaeta				6	2		3		2								2
Tubificidae		5		2													
HIRUDINEA																	
Erpobdella octoculata															4	2	2
Glossiphonia complanata																2	2
Glossiphonia heteroclita																	
CRUSTACEA																	
Gammarus fossarum									1								2
Gammarus pulex													2		2	2	3
Gammarus spp.																	
Asellus aquaticus																	
EPHEMEROPTERA																	
Baetis rhodani		1						1			2	2	2	2	2	2	4
Baetis spp.							1		1		2	2	2	2	2	2	2
Ecdyonurus venosus															2		2
Ecdyonurus spp.									1								
Epeorus sylvicola																	
Epeorus spp.																	
Rhithrogena semicolorata-Gruppe																	
Ephemera danica																	
Ephemerella ignita															2	3	
Ephemerella mucronata																	
Habroleptoides modesta																	
Habrophlebia lauta																2	
Leptophlebia vespertina																	
Leptophlebiidae																	
PLECOPTERA																	
Chloroperla torrenticum																	
Leuctra spp.																2	
Amphinemura spp.																	
Nemoura spp.																	1
Protonemura spp.																	
Perla marginata																	
COLEOPTERA																	
Elmis maugetii																	
Elmis spp.																	
Hydraena spp.																	1
Limnius volckmari																	
Platambus maculatus																	
Oreodytes sanmarki																	
MEGALOPTERA																	
Sialis fuliginosa																	
Sialis lutaria																2	
TRICHOPTERA																	
Anabolia nervosa																	
Anomalopterygella chauvinia.																	
Potamophylax latipennis																	
Potamophylax rotundipennis																	
Potamophylax spp.																	
Limnephilidae																	
Hydropsyche angustipennis																	
Hydropsyche pellucidula																	
Hydropsyche siltalai																2	
Hydropsyche spp.															2		
Lepidostoma hirtum																	
Plectrocnemia conspersa															2	2	
Polycentropus flavomaculatus																	
Polycentropus spp.																	
Rhyacophila (Rhyacophila)															2	2	2
Rhyacophila nubila																	
Sericostoma personatum																	
Sericostomatinae																	
DIPTERA																	
Diptera Larven																	
Chironomidae	3	2			2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	
Chironomus thummi-Gruppe				2							2						
Simuliidae									2				2	7	3	4	2
Tipulidae																	
HYDRACARINA																	
Hydracarina					2												
PISCES																	
Cottus gobio																	
Anzahl der Taxa (ohne Schizomycetes)	1	3	0	3	3	2	4	2	6	1	4	3	5	4	12	16	13

VOLME UH EINMDG. ELSPE - Messstellen-Nr. 440401																	
Jahr	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Taxon																	
S CHIZOMYCETES																	
Sphaerotilus natans		3	2	2	2	3	4	4	4	3	3	2	2	3	2	2	2
TURBELLARIA																	
Polycelis felina																	
MOLLUSCA																	
Ancylus fluviatilis		1		1	2		2	2		2	2	2	2		2	2	2
Bythinella spp.																	
Radix ovata												2			2		
Pisidium spp.																	
Planorbidae																	
OLIGOCHAETA																	
Oligochaeta				3		2	2	2									2
Tubificidae		2															
HIRUDINEA																	
Erpobdella octoculata			2	3	4	3	6	6	4	7	6	5	6	4	3	3	2
Glossiphonia complanata						1	1			1		2		2	2	2	
Glossiphonia heteroclita			2														
CRUSTACEA																	
Gammarus fossarum																	
Gammarus pulex													2	2			
Gammarus spp.				2													
Asellus aquaticus												2		2	2	2	2
EPHEMEROPTERA																	
Baetis rhodani	2	2		3			2			3	3	2	3	2	2	4	3
Baetis spp.	2			3		2	2		2	2	2	2	2	2	2	3	
Ecdyonurus venosus		1		2												2	2
Ecdyonurus spp.				2								2					
Epeorus sylvicola																	2
Epeorus spp.				1		2											
Rhithrogena semicolorata-Gruppe						1											
Ephemerella danica												1					
Ephemerella ignita												2				3	
Ephemerella mucronata						1											
Habroleptoides modesta		2		3													2
Habrophlebia lauta				3													
Leptophlebia vespertina																	
Leptophlebiidae					1												
PLECOPTERA																	
Chloroperla torrenticum																	
Leuctra spp.								1									2
Amphinemura spp.																	
Nemoura spp.		2		2			1										
Protonemura spp.				1		1											
Perla marginata						1											
COLEOPTERA																	
Elmis maugetii																2	
Elmis spp.																	2
Hydraena spp.																	
Limnius volckmari																	
Platambus maculatus																	
Oreodytes sanmarki												2					
MEGALOPTERA																	
Sialis fuliginosa																2	
Sialis lutaria											1	1	2				
TRICHOPTERA																	
Anabolia nervosa																2	
Anomalopterygella chauvinia.																2	
Potamophylax latipennis																	
Potamophylax rotundipennis												2					
Potamophylax spp.													2				
Limnephilidae										1							
Hydropsyche angustipennis																	
Hydropsyche pellucidula					2												
Hydropsyche siltalai																	2
Hydropsyche spp.						1	2				2		2			2	
Lepidostoma hirtum																2	
Plectrocnemia conspersa				1												2	
Polycentropus flavomaculatus				1								2	2	2		2	3
Polycentropus spp.											2						
Rhyacophila (Rhyacophila)																2	4
Rhyacophila nubila																	
Sericostoma personatum																	
Sericostomatinae										1							
DIPTERA																	
Diptera Larven									1								
Chironomidae	4	2	2	2		2	2		2		2	2	2	2	2	2	
Chironomus thummi-Gruppe												2					
Simuliidae		2							2	3	2	2	2	2	2	2	2
Tipulidae							1										
HYDRACARINA																	
Hydracarina					2												
PISCES																	
Cottus gobio																	1
Anzahl der Taxa (ohne Schizomycetes)	3	8	3	16	5	11	10	4	5	8	9	17	11	9	9	19	15

Tab. 5: Teil 3
Makrozoobenthos-Taxa
ausgesuchter Messstellen
der Volme 1982 – 1998

nach DIN 38 410 (1990) in der Tabelle 5 wiedergegeben. So wird es dem Interessierten möglich, z. B. die 1997 unterhalb der Einmündung der Elspe nachgewiesene Gruppe von 4 Ephemeropterenlarven mit *Baetis rhodani*, *Baetis spp.*, *Ephemerella ignita* und *Habrophlebia lauta* anzusprechen.

Das Artenspektrum in der Volme oberhalb von Meinerzhagen ist nicht sonderlich vielfältig, jedoch auch nicht ungewöhnlich niedrig. Das Vorkommen des Abwasserbakteriums *Sphaerotilus natans* („Abwasserpilz“) zeigt eine, wenn auch nur geringe Belastung aus diffusen Quellen an. Die 1985 festgestellte Taxazahl scheint rückblickend mit 21 bei durchschnittlichen Taxazahlen zwischen 12 und 17 in den letzten Jahren eher eine hohe Ausnahme zu sein.

War das Artenspektrum im oberen Volmeabschnitt jahrzehntelang geprägt durch Abwasserbakterien und Zuckmückenlarven (*Chironomus thummi*-Gruppe) sowie vereinzelt (eingedrifteten?) Vertretern der relativ anspruchslosen Baetiden (Eintagsfliegen), änderte sich dieses 1996 schlagartig durch die Inbetriebnahme der neuen Kläranlage Meinerzhagen. Bei den Eintagsfliegenlarven traten zu den Baetiden nunmehr auch Vertreter der Ecdyonuriden und Ephemerelliden auf (Tab. 5). Neben vereinzelt Plecopterenlarven ist die Abundanz mehrerer Trichopteren-Larven auffällig. Bei den Flohkrebse wurde neben *Gammarus pulex* 1998 erstmalig auch *Gammarus fossarum* bestimmt.

Zusammenfassend ist für die Volme unterhalb der Kläranlage Meinerzhagen nunmehr festzustellen, dass sich in diesem Gewässerabschnitt entsprechend der vorhandenen Restbelastung eine ansprechende Benthosbiozönose eingestellt hat.

Die Lebensgemeinschaft der Volme unterhalb des Zuflusses der Elspe wurde viele Jahre durch diesen Bach bzw. durch die Abwassereinleitungen in diesen geprägt. Die Toxizität der Abwassereinleitung eines aluminiumverarbeitenden Betriebes, verbunden mit der von der Kläranlage Elspetal ausgehenden Verschmutzung, führten sowohl in der Elspe zu einer biologischen Verödung (Güteklasse IV) als auch in der Volme zu stark reduzierten Artenspektren. Je nach Randbedingungen, z. B. variierenden Abflüssen im Gewässer und somit unterschiedlichen Verdünnungen der Abwassereinleitungen, war diese Beeinträchtigung unterschiedlich stark ausgeprägt. Neben Jahren mit einer ansprechenden

Biozönose (z. B. 1985, 1987 und 1988) gab es Jahre mit drastischen Beeinträchtigungen (z. B. zuletzt 1989, 1990). Ab 1991, mit Beginn der ersten Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Elspe, schienen diese Auswirkungen geringer zu werden. Mit Anschluss des Industriebetriebes an das Kanalsystem (1996) und Außerbetriebnahme der Kläranlage Lüdenscheld-Elspetal (Mai 1997) nahm die Anzahl der Taxa in der Volme deutlich zu. Insbesondere bei den Trichopterenlarven – und wie anfangs genannt, bei den Ephemeropterenlarven – sind nun mehrere Arten nachzuweisen.

In einem zweiten Aspekt wird nachfolgend die Entwicklung der Benthosbiozönose im Fließverlauf der Volme vergleichend für die Jahre 1985 und 1998 dargestellt (Abb. 10).

Das Ausmaß der Auswirkungen einzelner, punktueller Einleitungen auf die Benthosbiozönose tritt anhand dieser Darstellung für das Jahr 1985 besonders klar hervor.

Zunächst reduzierte sich die Anzahl der Taxa unterhalb des Regenüberlaufes und der toxisch belasteten Hahnenbecke (Messstelle 4) von ursprünglich 21 auf 8 Taxa. Erstmals traten Hirudineen (Egel) auf, die auf eine starke Verschmutzung hinwiesen. Die nun erfolgende Auswirkung der alten Kläranlage Meinerzhagen (Messstelle 5) wurde bereits ausführlich dargestellt.

Schon nach ca. 4 km Fließstrecke (Messstelle 6) war eine erhebliche Zunahme der Artenzahlen insbesondere an Ephemeropteren erkennbar. Plecopteren und Trichopteren kamen hinzu. Im Hinblick auf die Taxazahl war in diesem Volmeabschnitt ein sehr gutes Besiedlungsspektrum erreicht, wenngleich Organismen dominierten, die eine kritische Belastung indizierten.

Durch Zufluss der 1985 biologisch verödeten Elspe (Güteklasse IV) reduzierte sich die Anzahl der Taxa zunächst um 4, im weiteren Fließverlauf sogar um weitere 6 Taxa (Messstelle 11). Einige Arten der Eintagsfliegen (*Habrophlebia lauta*, *Habroleptoides modesta*, *Ecdyonurus venosus*), der Köcherfliegen (*Hydropsyche spp.*, *Polycentropus flavomaculatus*), der Steinfliegen (*Nemoura spp.*) sowie die Krebse (*Gammarus fossarum*) verschwanden ganz oder waren in ihrer Abundanz stark reduziert. Im weiteren Fließverlauf bewegte sich das Arteninventar auf „mittlerem Niveau“, wobei Ubiquisten und relativ anspruchslose Arten vorherrschten, bis es sich nach

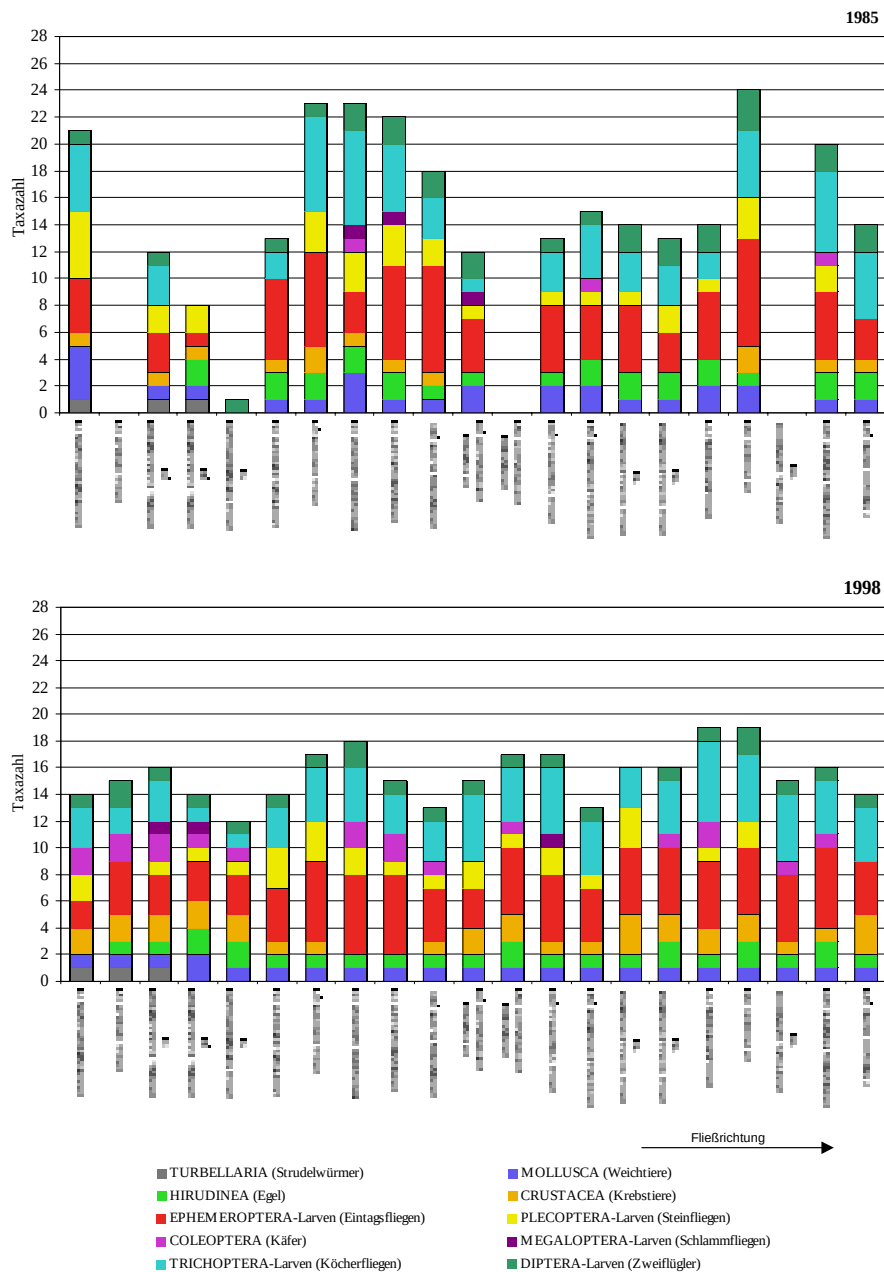


Abb. 10: Anzahl der im Fließverlauf der Volme nachgewiesenen Makrozoobenthos-Taxa – Vergleich 1985 und 1998

einer Selbstreinigungsstrecke über Schalksmühle, Rummenohl in Priorei erholt hatte und wiederum eine erfreuliche Artenvielfalt aufwies. Nach Zufluss der stark verschmutzten Ennepe (Güteklasse III) waren die empfindlichen Steinfliegen-Larven nicht mehr nachzuweisen, und die Artenzahl der Ephemeropteren war deutlich verringert.

Im Vergleich zu den Taxazahlen des Jahres 1985 weist die Darstellung für das Jahr 1998 folgende entscheidende Veränderungen im Sinne von Verbesserungen auf, die auch durch die aktuellen Untersuchungsbefunde bestätigt werden: Die Lebensgemeinschaft der Volme ist nunmehr über

den gesamten Fließverlauf befriedigend bis gut strukturiert, d. h., Hauptgruppen (Ephemeropteren und Trichopteren) sind mit mehreren Taxa an fast allen Stellen vertreten. „Toxische Auswirkungen“ sind nicht mehr erkennbar. Die Anzahl der Taxa ist für ein Mittelgebirgsgewässer mit fast durchgehend mäßiger Belastung (Güteklasse II) als durchaus zufriedenstellend einzustufen.

Das Fehlen von Plecopterenlarven insbesondere im Unterlauf der Volme kann derzeit nur spekulativ interpretiert werden. Möglicherweise liegen die zunehmenden Temperaturamplituden im Unterlauf des Flusses nicht mehr im tolerierbaren Bereich.

Denkbar ist auch, dass die Ursachen im strukturellen Bereich (Stau, ungeeignetes Substrat u. a.) liegen.

Auf einen besonderen Fund, dem 1998 erstmalig am Pegel Ambrock (Messstelle 19) nachgewiesenen Nordamerikanischen Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*, det. Dipl.-Biol. Brigitta Eiseler, Aachen) sei an dieser Stelle hingewiesen.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass, nachdem der Fluss jahrzehntelang durch Abwassereinleitungen überfordert wurde und in den 80er Jahren kaum ein Jahr ohne großes Fischsterben verstrich, die für 1998 dargestellte Makrozoobenthosbesiedlung als Beleg für den Erfolg aller Bemühungen zur Verbesserung der Gewässergüte zu sehen ist.

Ausgewählte Aspekte der in der Messstation Schalksmühle kontinuierlich erfassten Messgrößen

Unerlaubte Abwassereinleitungen über den Lösenbach, Elspebach und im Oberlauf der Volme, die in früheren Jahren zum Teil massive Fischsterben ausgelöst hatten, veranlassten das Staatliche Umweltamt Hagen, in Schalksmühle (Fluss-km 26,39) eine Gewässergütekontrollstation zu errichten.

Diese Station misst seit Anfang Mai 1994 kontinuierlich u. a. den Sauerstoffgehalt, den pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit und die Wassertemperatur (Integralmessstation) (vgl. Kap. 3.1.1). In Tabelle 6 sind orientierend die jährlichen Extremwerte dieser Messgrößen zusammengestellt.

Besondere Auffälligkeiten lagen vor bei einer Leitfähigkeit von 1467 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (1996), einem minimalen O_2 -Gehalt von 3,0 mg/l (1996) und pH-Werten, deren Maxima 1996 mit 9,3, 1998 mit ebenfalls 9,2 und 1999 mit 9,9 bedenklich hoch waren.

Die erhebliche Leitfähigkeitserhöhung erfolgte am 16.02.1996 und hatte ihre Ursache in dem Einschwemmen von Streusalzen am Ende einer Frostperiode.

Sauerstoffdefizite in der Volme sind in erster Linie Folgen biogener Vorgänge:

Insbesondere zu Beginn der Vegetationsperiode (April, Mai) kommt es zu großflächigen, das Gewässersubstrat besiedelnden Algenmassenentwicklungen durch Diatomeen (Kieselalgen). Bei (Sonnen-) Lichteinfall produzieren die Algen mittels Photosynthese Sauerstoff. Diese photosynthesebedingte Sauerstoffproduktion in planktondominierten oder wie im Fall der Volme „aufwuchsdominierten“ Fließgewässern äußert sich in charakteristischen, sinusförmig verlaufenden (Tages-)Ganglinien der Sauerstoffkonzentration mit einem jeweils tagsüber festzustellenden Maximum. Dieses Maximum geht häufig mit einer nicht unerheblichen O_2 -Übersättigung einher. Nimmt das Tageslicht ab, stellt sich letztlich der Stoffwechsel der Algen um und der zuvor produzierte Sauerstoff wird verbraucht. Die Folgen sind nunmehr nächtliche O_2 -Minima, wie eines z. B. am 26.04.1996 um 02.00 Uhr mit 3,0 mg/l festgestellt wurde. Besonders kritisch kann diese nächtliche Situation dann werden, wenn sie sich in mit abbaubaren Substanzen belasteten Gewässern einstellt.

Tab. 6: Minimale und maximale Werte der kontinuierlich gemessenen Parameter Sauerstoff (O_2) und Sauerstoffsättigung, pH-Wert, Leitfähigkeit (LF) und Wassertemperatur in der Messstation Schalksmühle (1994 – 1999)

Jahr	Min./Max.	O_2 (mg/l)	O_2 -Sättigung %	pH-Wert	LF ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)
1994	Minimum	6,6	68 (18,2 $^{\circ}\text{C}$)	6,5	174	4,3
	Maximum	14,6	129 (9,6 $^{\circ}\text{C}$)	8,9	622	20,6
1995	Minimum	5,8	62 (17,4 $^{\circ}\text{C}$)	7,3	184	1,4
	Maximum	13,3	105 (6,0 $^{\circ}\text{C}$)	8,8	652	20,6
1996	Minimum	3,0	26 (8,9 $^{\circ}\text{C}$)	7,1	197	0,3
	Maximum	13,2	102 (3,3 $^{\circ}\text{C}$)	9,3	1467	20,9
1997	Minimum	5,5	61 (19,0 $^{\circ}\text{C}$)	6,6	200	2,4
	Maximum	15,0	116 (3,6 $^{\circ}\text{C}$)	8,3 (zeitw. ausgef.)	689	20,1
1998	Minimum	6,1	65 (17,1 $^{\circ}\text{C}$)	7,1	154	0,3
	Maximum	15,0	116 (3,6 $^{\circ}\text{C}$)	9,2	689	20,1
1999	Minimum	4,7	46 (13,5 $^{\circ}\text{C}$)	6,8	177	0,5
	Maximum	14,7	150 (15,0 $^{\circ}\text{C}$)	9,9	652	20,2

Bedarf und Entnahme von Sauerstoff, der von Mikroorganismen für den biologischen Abbau der Belastung benötigt wird, reduzieren die ohnehin schon geringen, nächtlichen Sauerstoffgehalte zusätzlich. Die Folge können derart geringe Sauerstoffkonzentrationen im Gewässer sein, dass es zu Fischsterben kommt.

In der Messstation Schalksmühle an der Volme werden im Frühjahr vereinzelt Unterschreitungen des AGA-Grenzwertes von $O_2 \geq 6,0$ mg/l registriert. Diese Unterschreitungen sind zum einen jedoch selten, zum anderen zeitlich kurz befristet und von der Intensität her gering. Insofern ist, wenn nicht andere, biozönoteschädigende Faktoren synergistisch hinzukommen, zunächst nicht von einer Gefährdung der Gewässerlebensgemeinschaft auszugehen.

Die Photosynthese-Aktivität der im Frühjahr ihr Maximum erreichenden Massenentwicklung der Kieselalgen führt in der Volme jedoch noch zu einem weiteren, nicht unerheblichem Problemfeld: Die Algen entnehmen dem Wasser anorganischen Kohlenstoff (Kohlendioxid CO_2 oder/und Hydrogencarbonat HCO_3^-), um aus diesem photosynthetisch organische Verbindungen aufzubauen. Die Entnahme des anorganischen Kohlenstoffs bewirkt eine Verschiebung des pH-Wert-abhängigen Kalk-/Kohlensäuregleichgewichts mit der Folge, dass der pH-Wert des Wassers erheblich ins Alkalische ansteigen kann. In Abhängigkeit der Photosynthese-Aktivität des Algenrasens sind, analog zu den Sauerstoffganglinien, ausgesprochen sinusförmig verlaufende pH-Wert-Ganglinien festzustellen. Ab-

bildung 11 zeigt die pH-Wert-Ganglinie, wie sie vom 08.04.98 bis zum 24.05.98 in der Gewässergütekонтролstation Schalksmühle registriert wurde. Eindrucksvoll ist das „Hochschaukeln des pH-Wertes“ in den Tagesspitzen bis zu den Extremwerten von 9,2 (09.05.-12.05.98) zu verfolgen, bis sich die Verhältnisse ca. am 19.05.98 wieder normalisiert haben. Im Frühjahr 1999 (1. Maiwoche) wurde gar ein pH-Wert von 9,9 registriert.

Derartige Eutrophierungserscheinungen werden durch einen Faktorenkomplex initiiert oder auch limitiert und beendet, in den z. B. die Abflussdynamik, Trübung, der Pflanzennährstoffgehalt des Gewässers, das Pufferungsvermögen, Temperatur und entscheidend die Licht-(Strahlungs-)Intensität eingehen. Dementsprechend sind Zeitpunkt, Ausprägung und Dauer derartiger Ereignisse nur näherungsweise zu prognostizieren. So wurde in der Volme im Frühjahr 1995 z. B. eine erste Maximumphase vom 08.04. – 17.04. mit pH-Werten von 8,6, und eine zweite Maximumphase vom 23.04. – 07.05. mit pH-Werten von 8,8 registriert. Voraus geht einer solchen Entwicklung jedoch regelmäßig eine „Schönwetterphase“ im zeitigen Frühjahr bei relativ niedrigen, klaren Abflüssen.

Diese hohen pH-Werte stellen ein nicht unerhebliches Gefährdungspotential für das Gewässer dar. Das gilt insbesondere dann, wenn zusätzlich eine Belastung mit Ammonium vorliegt. Das Gleichgewicht zwischen NH_4^+ und dem für Fische und andere Wasserorganismen stark toxischen Ammoniak (NH_3) hängt vor allem vom pH-Wert und daneben auch von der Temperatur ab. Mit steigendem

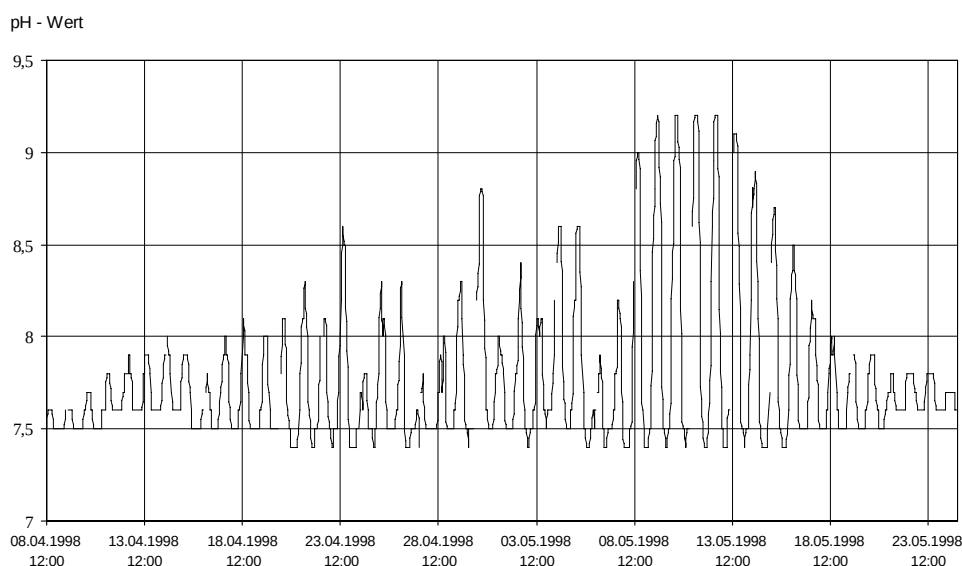


Abb. 11: pH-Wert-Ganglinie in der Volme (Gewässergütekонтролstation Schalksmühle) im Frühjahr 1998

pH-Wert nimmt der Anteil des giftigen Ammoniaks deutlich zu.

Auf die aus diesem Sachverhalt resultierende Anforderung, die Ammoniumemission entsprechender Einleitungen in den Zeiten erhöhten Gefährdung der Gewässerlebensgemeinschaft (April-Mai) sorgfältigst zu kontrollieren, sei hiermit in aller Deutlichkeit hingewiesen.

Deshalb betreibt das Staatliche Umweltamt Hagen seit Anfang des Jahres 2000 ein Ammonium-Processphotometer in der Gewässergütekонтролstation Schalksmühle, um neben den bisherigen Messungen zukünftig auch den Gehalt an $\text{NH}_4\text{-N}$ in der Volme kontinuierlich verfolgen zu können.

Neben der Gefährdung, die bei einem Zusammenreffen hoher pH-Werte und einer entsprechenden Ammoniumbelastung gegeben ist, können auch sehr hohe pH-Werte allein biozönotenschädigend wirken. Eutrophierungsbedingte pH-Wert-Erhöhen in Fließgewässern sind nicht selten und z. B. im Fließverlauf der Ruhr unterhalb des Harkortsees und im Ober- und Mittellauf der Lenne festzustellen. Weiterhin scheint in abwassertechnisch sanierten, kleineren Fließgewässern (z. B. Heinsberger- und Albaumer Bach, Hundembach, Hönne, Eder mit den Zuflüssen Odeborn und Elsoff) die Intensität derartiger Ereignisse zuzunehmen. Insbesondere an der Eder hat das Staatliche Umweltamt Hagen in der vergangenen Jahren mehrfach Erfahrungen mit Fischsterben infolge von Eutrophierungserscheinungen gesammelt (LUA 1996). In dem nur gering belasteten Gewässer (Güteklasse I-II) ereignete sich 1994 bei letztlich noch messbaren pH-Werten von 9,9 ein massives Fischsterben verbunden mit einer gravierenden Schädigung der Benthosbiozönose.

Der 1999 in Schalksmühle festgestellte pH-Wert von 9,9 ist in diesem Zusammenhang als durchaus bedenklich einzustufen, da eine ähnliche Anfälligkeit der Volme wie beispielsweise die der Eder nicht auszuschließen ist. Es wird abzuwarten und sorgfältig zu beobachten sein, ob nach einer Sanierung des Flusses unter saprobiellen Gesichtspunkten die trophisch bedingten Sekundärerscheinungen in Form hoher pH-Werte den „Neuen Lebensraum Volme“ gefährden.

Gewässerstrukturgütekartierung an der Volme

Der Schwerpunkt der Gewässerschutzpolitik lag in den letzten Jahrzehnten im Bereich der Abwasserreinigung. Dieses führte zu entscheidenden Verbesserungen der Wasserqualität, wie am Beispiel der Volme eindrucksvoll zu belegen ist. Nunmehr ist unbestritten, dass in einem ganzheitlichen Ansatz zur Beschreibung der Gewässergüte neben der Belastung mit organisch leicht abbaubaren Substanzen weitere Aspekte zu berücksichtigen sind. So ist es erklärtes Ziel der LAWA, die einzelnen Aspekte der Gewässergüte wie z. B. Versauerung, Versalzung sowie weitere chemische Beschaffensdaten und schließlich auch die mit der Wasserqualität untrennbar miteinander verflochtene Gewässerstruktur (Gewässerstrukturgüte) in Form thematischer Karten in einem regelmäßig fortzuschreibenden Gewässergüteatlas darzustellen (LAWA 1996).

Eine besondere Bedeutung wird hierbei der häufig an Gewässern in Folge von Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen festzustellenden Verarmung der Gewässerstruktur zukommen.

Die Erfassung und Dokumentation des vorhandenen Strukturgütezustandes, der erzielten Verbesserungen (Erfolgs- und Effizienzkontrolle) sowie die des weiterhin bestehenden Handlungsbedarfs, erfolgen auf der Basis der Kartieranleitung „Gewässerstrukturgüte in NRW“ (LUA 1998). Angelehnt an die Gewässergüteklassen gibt es sieben Strukturgüteklassen (vgl. Kap. 2.6).

In der kartographischen Darstellung der Bewertungsergebnisse wird ein fünfbändriges Band auf die Gewässerachse gelegt. Dabei stellt das innerste Band die Gewässersohle dar, es folgt nach außen das Ufer rechts und links. Die äußeren Bänder markieren das Gewässerumfeld rechts und links. Bezugspunkt ist die Betrachtung des Gewässers in Fließrichtung.

Über den Bearbeitungsstand der Strukturgütekartierung an der Volme gibt Tabelle 7 Aufschluss.

Bereits im Jahre 1997 wurde die Strukturgüte der Volme im Stadtgebiet Hagen untersucht. Für das Stadtgebiet Kierspe liegen Kartierungen aus dem Jahre 1998 vor. Im Laufe des Jahres 1999 werden die noch fehlenden Abschnitte oberhalb der Stadtgrenze Hagen bis zur Stadtgrenze Kierspe und im Stadtgebiet von Meinerzhagen bis zur Quelle untersucht.

Tab. 7: Erfassung von Gewässerstrukturgütekartierungen

Gewässername	Gewässerabschnitt	Gewässerslänge (km)	Kartierung 1997 – 1998 (km)	Kartierung 1999 (km)
Volme		49,3		
	Stadtgebiet Hagen		20,3	
	Stadtgebiet Kierspe		11,6	
	Oberhalb Stadt Hagen bis Stadtgrenze Kierspe und im Stadtgebiet Meinerzhagen		ca. 17,4	

Die Städte und Gemeinden sind nach der Novellierung des Landeswassergesetzes von 1989 zur naturnahen Unterhaltung ihrer Gewässer verpflichtet. Als Instrument dazu hat sich seit 1991 das „Konzept zur naturnahen Entwicklung der Fließgewässer“ (MURL 1994) bewährt. Hierin wird neben der Darstellung der wasserbaulichen Maßnahmen der Vergangenheit der heutige Zustand der Gewässer auf Basis einer Gewässerstrukturgütekartierung erfasst und bewertet. Im zweiten Teil wird ein Maßnahmenkatalog erarbeitet, aus welchem hervorgeht, mit welchem Aufwand (Belassen, Entwickeln und Gestalten) und welcher Zeitlichkeit (kurz-, mittel- und langfristig) Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes eingeleitet werden. Hierzu ist die Einarbeitung einer Kostenschätzung hilfreich.

Die Stadt Kierspe hat 1998/99 ein „Konzept zur naturnahen Entwicklung der Volme und ihrer Nebengewässer im Stadtgebiet von Kierspe“ erarbeiten lassen (BECK 1999). Im folgenden soll beispielhaft ein Abschnitt der Volme unterhalb Haus Rhade dargestellt werden (Abb. 12 und 13).

Im Volmeabschnitt mit Ziffer 8 (Abb. 12) wurde für die Sohle die Güteklasse 3 vergeben, für das Ufer links und rechts jeweils eine 4, für das Land links eine 4 und für das Land rechts eine 6. Die 3 für die Sohle ergibt sich aus einer 5 bei der Laufentwicklung, einer 2 im Längsprofil und einer 3 für die Sohlenstruktur durch arithmetische Mittelwertbildung. Die Laufentwicklung musste deswegen so schlecht bewertet werden, da die Volme gestreckt verläuft (Abb. 13). Das Leitbild hätte einen mäßig bis stark geschwungenen Verlauf gefordert. In der Vergangenheit wurde die Volme in diesem Abschnitt zuerst durch die Anlage des Wassergrabens um das Adels- haus Haus Rhade (vor 1393), der heute ein eutrophierter Ententeich ist, und später viel stärker durch den Bau der Volmetalbahn (um 1873) mit dem heutigen Brückenbauwerk zum Adelssitz mittels Steinschüttung in ein gestrecktes Bett gezwungen. Wichtig war bis in die jüngste Zeit die intensive Grünlandnutzung in der Volmeaue bei Haus Rhade,

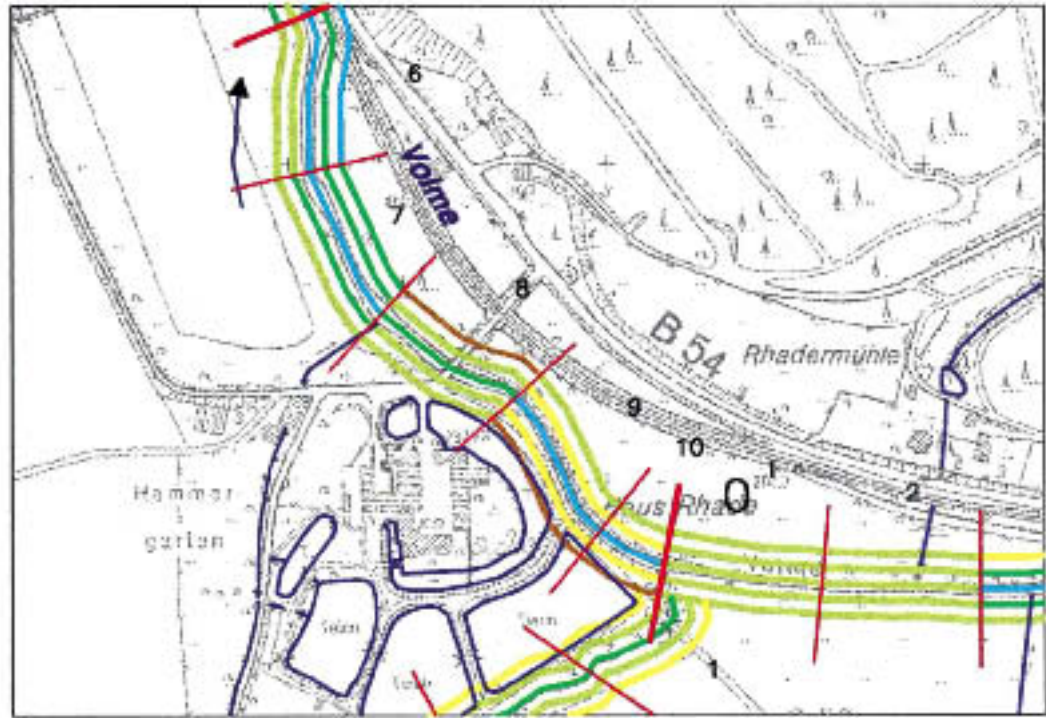


Abb. 12: Ausschnitt aus der Gewässerstrukturgütekarte der Volme im Stadtgebiet Kierspe Bereich Haus Rhade. Der Abschnitt, der mit der Ziffer 8 bezeichnet ist, wird im Text erläutert. Die roten Striche quer zur Volme markieren 100 m Abschnitte. (Ingenieurbüro R. Beck)

die wasserbauliche Maßnahmen erforderlich machte (Abb. 13).



Abb. 13: Erscheinungsbild des Abschnittes mit der Ziffer 8 aus der Gewässerstrukturgütekarte (Abb. 12). Das Foto wurde von der Brücke gegen die Fließrichtung aufgenommen. Im Hintergrund links ist der Bahndamm der Volmetalbahn und dahinter die B 54 erkennbar.

Für die Gewässersohle wird die Aufweitung des Durchlasses (Brücke) empfohlen. Als Maßnahmen für das Ufer rechts ist das „Verfallenlassen“ des Uferbaus vorgesehen (Ufer links keine Maßnahmen). Für den Landbereich links wird das Verbreitern des Uferschutzstreifens und die Aufgabe von Nutzungen im Vorland (Fahrweg) vorgeschlagen. Für den Landbereich rechts, derzeit eine intensiv genutzte Vielschnittwiese (Abb. 13, linke Bildhälfte), ist die Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung (z. B. nur einmalige Mahd) vorgesehen.

Zusammenfassung

Die vorliegende Darstellung gibt einen Überblick über die vom (nunmehr) Staatlichen Umweltamt Hagen in den letzten 30 Jahren an der Volme durchgeführte Gewässergüteüberwachung. Die Entwicklung der Gewässergüte wird exemplarisch anhand der Verbesserungen bei den Gewässergüteklassen in Abhängigkeit der abwassertechnischen Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet aufgezeigt. Detailanalysen ausgewählter chemischer Messgrößen sowie die Reaktion der Benthosbiozönose auf die verringerte Belastung belegen, dass die Sanierung der Volme unter saprobiologischen Gesichtspunkten erfolgreich verläuft. Nach Durchführung bzw. Abschluss noch ausstehender Maß-

nahmen ist eine Stabilisierung des erreichten Zustandes zu erwarten.

Zum einen wird zukünftig das Hauptaugenmerk auf die trophische Entwicklung und im Zusammenhang damit auf eine genaue Beobachtung der Ammoniumbelastung des Flusses zu richten sein, zum anderen gilt es, Verbesserungen im Bereich der Strukturgüte umzusetzen.

Danksagung: Für die Mitarbeit an diesem Bericht bedanke ich mich ganz herzlich bei meinen Kollegen/Innen Frau Siebeneich und Frau Knorr, Herrn Junge, Herrn Schliepkorte und Herrn Drewenskus.

Literatur

- BECK, R. (Ing.-Büro) (1999): Konzept zur naturnahen Entwicklung der Volme und ihrer Nebengewässer im Stadtgebiet von Kierspe; Auftraggeber: Stadt Kierspe; Wuppertal.
- BUSSMANN, M (1996): Zur Pflanzen- und Tierwelt des mittleren Volmetales im Raum Schalksmühle. In: Kreisheimatbuch Schalksmühle 1996; Heimatbund Märkischer Kreis e.V. (Hrsg.).
- DIN 38 410, TEIL 2 (1990): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M): Bestimmung des Saprobienindex (M2). In: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, 24. Lief., 1991, Weinheim.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1976): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland, 16 S., Mainz.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1996): Güteatlas der Bundesrepublik Deutschl and. Biologische Gewässergütekarte 1995, 52 S., Berlin.
- LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NW (LWA) (1982): Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Richtlinie für die Ermittlung der Gewässergütekategorie, Düsseldorf.
- LANDESUMWELTAMT NRW (LUA) (1996): Gewässergütebericht '93/'94.
- LANDESUMWELTAMT NRW (LUA) (1997): Gewässerüberwachung in NRW - Oberirdische Gewässer -; Materialien Nr. 40, Essen, ISSN 0947 - 5206.
- LANDESUMWELTAMT NRW (LUA) (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen - Kartieranleitung, Merkblätter Nr. 14, Essen.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT NW (MURL) (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA), RdErl. d. MURL v. 14.05.91 - IV B 7-1571/11-30707, geänd. d. RdErl. d. MURL v. 12.11.91 - IV B 7-1571/11-30707.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT NW (MURL) (1994): Konzept zur naturnahen Entwicklung der Fließgewässer, Düsseldorf.
- PATTICHIS, L. & H. LEDOUX (1996): Zur Geologie des Volmetales und seiner Höhengengebiete bei Schalksmühle. In: Kreisheimatbuch Schalksmühle 1996; Heimatbund Märkischer Kreis e.V. (Hrsg.).
- SCHMIEDS, U. (1996): Biologie und Gewässergüte der Volme. In: Kreisheimatbuch Schalksmühle 1996; Heimatbund Märkischer Kreis e.V. (Hrsg.).
- Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 78/659/EWG des Rates vom 18.07.78 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (FischgewV), GV NW, Nr. 41 v. 8. Sept. 1997, S. 286 -295 (Fischereiverordnung).

3.2.6 Emscher

3.2.6.1 Vom Abwasserkanal zum Fluss –

Erfolgreiche Schritte bei der ökologischen Wiederbelebung des Emschersystems

Dr. Dieter Busch, Dr. Horst Büther, Kerstin Ostermann & Dr. Harald Rahm (StUA Herten)

Die Emscher ist ein rechtsseitiger Nebenfluss des Rheins und wird seit fast 100 Jahren als offenes Abwasserkanalisationssystem genutzt. Das 865 km² große Einzugsgebiet umfasst einen von Kohle, Stahl und Chemie geprägten Ballungsraum im Herzen des Ruhrgebietes mit ca. 2,5 Mio. Einwohnern. Von der Quelle südöstlich von Dortmund bis zur Einmündung in den Rhein (bei Dinslaken) hat die Emscher auf einer Fließstrecke von 85 km nur ein Gefälle von 122 m. Das ursprüngliche Gesicht der Emscher war das eines typischen, träge fließenden Flachlandflusses mit ausgeprägten Feuchtgebieten.

Durch den Steinkohlenbergbau kam es schon zum Ende des 19. Jahrhunderts zu umfangreichen Geländeabsenkungen im Emschereinzugsgebiet, die teilweise über 20 m erreichten. Aus dieser Entwicklung resultierten bereits bei kleineren Hochwässern großflächige, langanhaltende Überschwemmungen mit ungereinigten Fäkalabwässern, gefolgt von Typhus- und Choleraepidemien. Seit 1900 wurde das Emschersystem nach rein hydraulischen Gesichtspunkten zum Schmutzwassergerinne für die Ableitung der anfallenden Niederschlags-, Brauch- und Abwassermengen ausgebaut (Abb. 1). Mehr als die Hälfte der Emschernebegewässer wurde dabei erfasst (Abb. 2). Der Verbau der Emscher selbst beginnt schon kurz unterhalb der Quelle mit Beton-schalen; teilweise muss der Fluss auf einer erhöhten Trasse durch die Senkungsgebiete geführt werden. Gegenwärtig besteht die Niedrigwassermenge der Emscher zu 80 % aus Grubenwässern und aus kommunalen bzw. industriellen Abwässern. „Früher ein träges Flachlandflüsschen, entwickelte sie sich vor 100 Jahren zum offenen Abwasserhauptsammler der industriellen Kernzone zwischen Ruhr und Lippe“ (LONDONG 1993).

Sanierung des Schmutzwassersystems

Zum Schutze des Rheines vor Abwässern aus der Emscherregion wurde im Jahr 1974 eine Mündungskläranlage bei Dinslaken in Dienst gestellt, in der zentral die Abwasserreinigung für das Emscher-

einzugsgebiet erfolgte. Bis zu einem Abfluss von 30 m³/s wird hier der gesamte Emscherabfluss behandelt. Unterhalb der Flusskläranlage wird die Emscher mit der Güteklasse III-IV in den Rhein entlassen.



Abb. 1: Kanalisiert und mit Abwasser gefüllt. Die Emscher unterhalb des Schwarzbaches bei Gelsenkirchen-Horst.

Mit dem Ausklingen der Bergsenkungen wurde es möglich, das gesamte Emschergebiet abwassertechnisch zu sanieren. Zur ökologischen und ökonomischen Erneuerung der gesamten Industrieregion wurde die Internationale Bauausstellung Emscherpark (IBA) von der Landesregierung NRW ins Leben gerufen (IBA 1989). Ein Leitprojekt der IBA ist der ökologische Neubau des Emschersystems. Mit einem Investitionsaufwand von ca. acht Milliarden DM (Zeitraum: 25–30 Jahre) sollen ökologisch funktionstüchtige Fließgewässer entstehen. Träger der ökologischen Erneuerung des Gewässersystems ist die Emschergenossenschaft. Das Vorhaben ist geprägt durch die Errichtung dezentraler Kläranlagen, die Trennung von Mischwassersystemen und die Vorreinigung hochbelasteter industrieller Abwässer am Ort ihres Entstehens (LENGERSDORF 1989). Mittlerweile sind bereits zwei Kläranlagen (KA) in Dortmund und in Bottrop in Betrieb gegangen. Diese werden zur Zeit, da die abwassertechnische Sanierung noch nicht abgeschlossen ist, teilweise als Flusskläranlagen genutzt. Die Mündungskläranlage in Dinslaken wird zu einer dezentralen Gebietskläranlage umgebaut.

Erste Sanierungserfolge

Bereits die ersten Sanierungsmaßnahmen wirken sich positiv auf die Gewässerqualität aus. Zur Dokumentation dieser Veränderungen und zur weiteren Erfolgskontrolle wird im Rahmen der staatlichen Gewässerüberwachung seit 1990 unter Federführung des Staatlichen Umweltamtes Herten das **Emscher-Projekt** zur **Langzeit-Untersuchung** des **Sanierungserfolges (Emscher-PLUS)** durchgeführt. Ein umfangreicher Zwischenbericht des Messprogramms wird im Jahr 2000 erscheinen.

Untersuchungsschwerpunkte des **Emscher-PLUS** waren in den Jahren 1991 bis 1994 intensivierte Gewässeruntersuchungen zur Beschreibung des Ausgangszustandes (MÜNZINGER & THIEL 1993), Emissions-/Immissionsuntersuchungen an der Emscher und bedeutenden Nebengewässern (MÜNZINGER et al. 1995; MÜNZINGER & THIEL 1995) und gewässerbiologische Untersuchungen in Gewässerabschnitten ohne Abwasserbelastungen sowie in teilrenaturierten Fließstrecken mit Erfassung des Makrozoobenthos an insgesamt 37 Messpunkten (THIEL et al. 1995). Die biologischen Untersuchungen an verbliebenen naturähnlichen Abschnitten ohne Abwasserbelastung, belegten ein noch vorhandenes, breites Artenspektrum und damit ein hohes Potential für die Wiederbesiedlung teilrenaturierter Gewässer. Die Untersuchungsergebnisse teilrenaturierter Wasserläufe belegen, dass durch die Sanierung



Abb. 2: Auf hydraulische Funktionalität getrimmt. Einmündung eines Schmutzwasserlaufes (Handbach) bei Oberhausen-Holten.

ehemaliger Abwasserkanäle ein sich stabilisierender aquatischer Lebensraum zurückgewonnen werden kann (s. Kap. 3.2.6.2)

Seit Januar 1995 wird im Rahmen des **Emscher-PLUS** ein Monitoring-Programm an z. Zt. 19 wasserwirtschaftlich relevanten Messpunkten entlang der Emscher-Fließstrecke betrieben (Abb. 3). Bei dem Messprogramm werden an den einzelnen Messstellen bis zu 116 unterschiedliche Messgrößen (Tab. 1) bestimmt. Zusätzlich können die Analysenergebnisse des LUA an der Mündungsmessstelle der Emscher einbezogen werden. Zusammen mit der Beschreibung des Emscher-

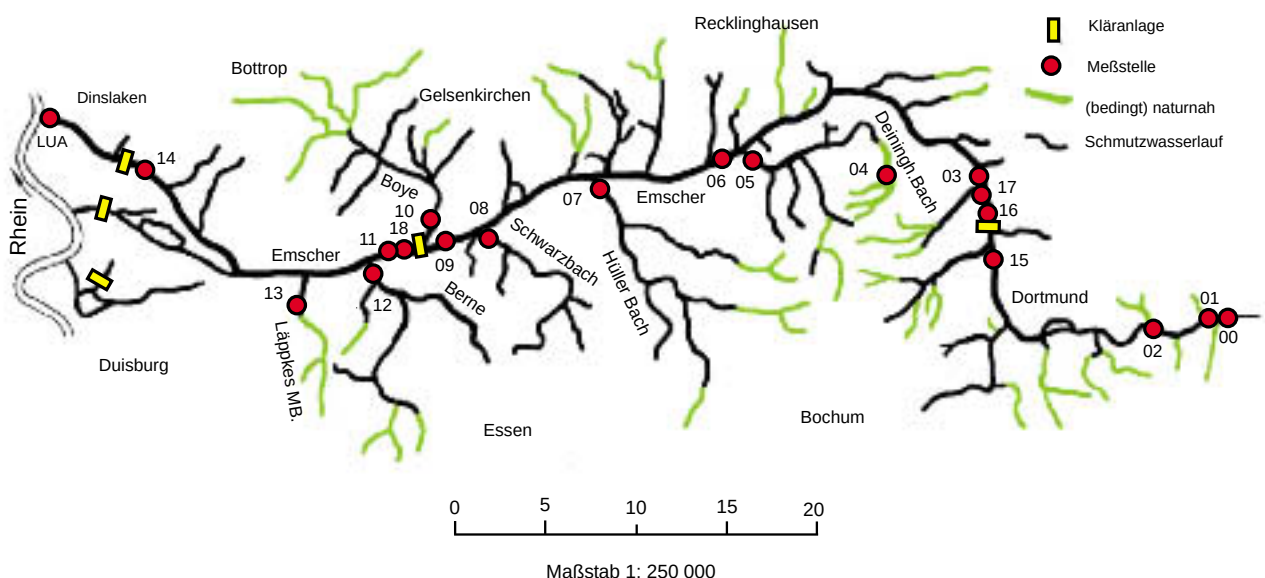


Abb. 3: Schematische Übersicht über das Emschersystem und Lage der Messpunkte des Emscher-PLUS (LUA = Dauermesspunkt des LUA an der Emschermündung; 00-18 Messpunkte des Emscher-PLUS).

Tab. 1: Untersuchungsprogramm im Emschermonitoring

Feld-Messgrößen	– Wassertemperatur – elektrische Leitfähigkeit	– pH-Wert – Sauerstoffgehalt
Nährstoffe	– Ammonium – organischer Kohlenstoff (TOC, gesamt)	– Phosphor
Anionen	– Sulfat – Nitrat	– Chlorid – Cyanid, gesamt und leicht freisetzbar
Metalle	– Blei – Cadmium – Chrom – Nickel – Zink	– Kupfer – Quecksilber – Eisen – Mangan – Aluminium
	– sowie Arsen und Bor	
organische „Industriechemikalien“	– Phenole (P-I) – Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) – Kohlenwasserstoffe (KW) – Benzol und Homologe (BTXE) – leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW) – polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) – polychlorierte Biphenyle (PCB) – tetrachlorierte Benzyltoluole (TCBT)	
Toxizitätstests	– Daphnientoxizität (G_D)	– Leuchtbakterientest (G_L)

systems aus den Jahren 1991 – 1994 kann mit dem laufenden Monitoringprogramm eine erste Bewertung der Maßnahmen vorgenommen und eine Bilanz des Sanierungserfolges gezogen werden.

Die Effekte der beiden neuen Kläranlagen Dortmund-Nord (1994) und Bottrop (1996) sind derzeit die Hauptfaktoren für die Verbesserung der Wasserqualität im Emschersystem. Eine Dokumentation der an der Messstelle EP 14 – Emscher oberhalb der Mündungskläranlage – gewonnenen Ergebnisse fasst die Effekte aller bereits durchgeführten Sanierungsmaßnahmen im Emschersystem zusammen. Zusätzlich wurde die Reinigungsleistung der Mündungskläranlage durch Ausbaumaßnahmen erhöht.

Kläranlage Dortmund-Nord

Bereits in ihrem Oberlauf bei Dortmund ist die Emscher stark mit Nährstoffen aus häuslichen und gewerblichen Abwässern belastet, die sich mit dem Stand der Technik in Kläranlagen gut entfernen lassen. Da die Kläranlage Dortmund-Nord (KA-EP 17) mit einem zunächst niedrigen Anschlussgrad von Abwasseremittenten noch überwiegend die fließende Welle der Emscher behandelt, ist die Reinigungsleistung bei einem Vergleich der Messstellen

oberhalb (EP 15) und unterhalb der KA (EP 17) gut erkennbar. Abbildung 4 zeigt eine Auswertung der Messergebnisse für TOC (Total Organic Carbon), Ammonium-Stickstoff und Phosphor (gesamt) als 90-Perzentilwert und als Mittelwert mit Standardabweichung für mindestens 12 Messwerte seit Inbetriebnahme der Kläranlage im Jahr 1994. Die Belastung der Emscher mit organischem Kohlenstoff wird durch die Kläranlage Dortmund-Nord um ca. 70 % reduziert, die Ammoniumbelastung wird um ca. 80 %, die Phosphorbelastung um ca. 60 % reduziert.

Ähnliche Erfolge zeigen sich hinsichtlich der Entfernung von Schwermetallen aus dem Oberlauf der Emscher (Abb. 5). Blei, Kupfer und Zink werden zu 60 – 90 % in der Kläranlage zurückgehalten. Die große Standardabweichung der Messwerte für Zink an der Messstelle oberhalb der Kläranlage ergibt sich aus zwei Einzelwerten, die deutlich über dem Mittelwert liegen. Die Konzentrationen von Quecksilber ($< 0,2 \mu\text{g/l}$), Cadmium ($< 0,5 \mu\text{g/l}$), Chrom ($< 5 \mu\text{g/l}$) und Nickel ($< 10 \mu\text{g/l}$) liegen im Oberlauf der Emscher unterhalb der Bestimmungsgrenzen der angewendeten analytischen Nachweisverfahren. Organische Industriechemikalien werden in Einzelfällen nachgewiesen, die Grundbelastung liegt jedoch unterhalb der Bestimmungsgrenzen.

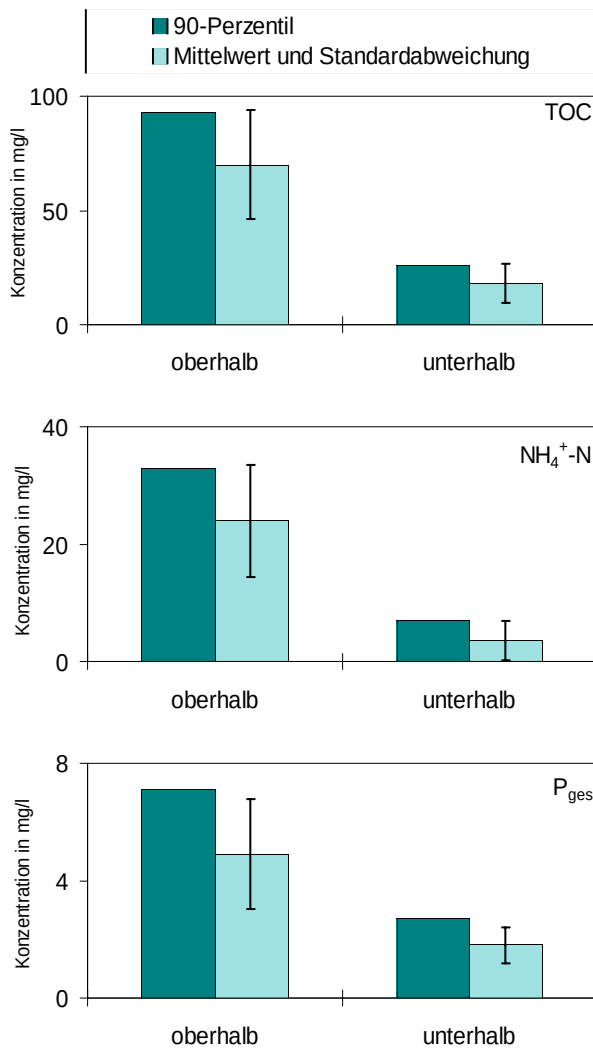


Abb. 4: Verringerung der Gewässerbelastung durch die Reinigungsleistung der Kläranlage Dortmund-Nord. Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Ammonium-N und Phosphor (gesamt) oberhalb (EP 15) und unterhalb (EP17) der KA (n ≥ 12).

(Mittelwert und Standardabweichung können in diesem Zusammenhang nicht statistisch korrekt verwendet werden, da es sich nicht um normalverteilte Zahlenwerte handelt. Die Darstellung des Mittelwertes neben dem Perzentilwert wurde trotzdem gewählt, da so zusätzliche Informationen über die Verteilung der Messergebnisse dargestellt werden können.)

Unterhalb der KA Dortmund werden in der Emscher die Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA NRW 1991) hinsichtlich der Schwermetalle mittlerweile deutlich unterschritten, was als wesentlicher Teilerfolg gewertet werden kann. Die neuen Zielvorgaben der LAWA (1997) werden jedoch noch nicht erreicht.

Mit wachsendem Anschlussgrad der Einleiter im Einzugsgebiet der Kläranlage wird sich auf Dauer

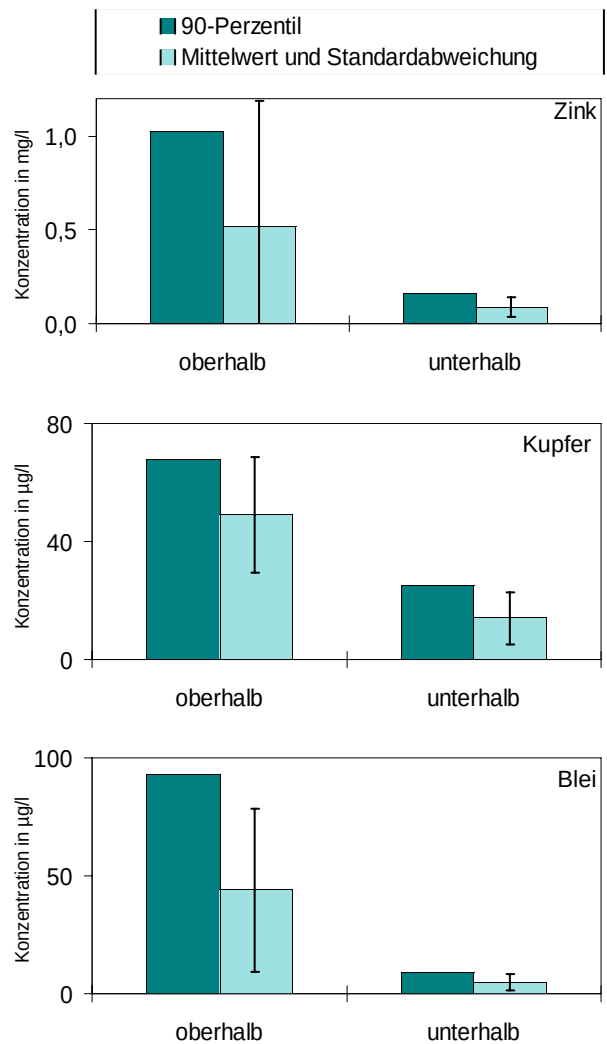


Abb. 5: Verringerung der Schwermetallbelastung durch die Reinigungsleistung der Kläranlage Dortmund-Nord. Zink, Blei und Kupfer oberhalb (EP 15) und unterhalb (EP17) der KA (n ≥ 12).

auch oberhalb der Kläranlage die Belastung durch die diskutierten Inhaltsstoffe reduzieren. Somit entwickelt sich die KA mit fortschreitender Sanierung zur einer punktuellen Belastungsquelle. Auch unterhalb der Kläranlage Dortmund werden die Vorgaben der AGA für TOC, Ammonium und Phosphor trotz der erzielten Verbesserungen noch deutlich überschritten. Zukünftig sind weitere Maßnahmen notwendig, um den Eintrag von Nährstoffen durch die Kläranlage oder verbleibende Direkteinleiter weiter zu reduzieren.

Effekte der Kläranlage Bottrop

Seit Herbst 1996 ist die Kläranlage Bottrop in Betrieb, in der Abwasser aus dem Einzugsgebiet Bottrop/Gelsenkirchen und das Wasser der Boye

behandelt werden. Zur Volllauslastung der Kläranlage wird zusätzlich ein Teil des Emscherwassers aufbereitet.

Früher belastete die zufließende Boye die Emscher mit kommunalem Abwasser, salzhaltigem Grubenwasser und einem besonders hohen Anteil an Abwasser aus der chemischen Industrie. Für einige der im Emschermonitoring untersuchten Stoffe (RAHM et al. 1997) fand sich vor Inbetriebnahme der Kläranlage Bottrop in der Emscher unterhalb der Einmündung der Boye (EP 11) eine höhere Konzentration als oberhalb (EP 09). Abbildung 6 zeigt dagegen die Nährstoffsituation an den Mess-

stellen EP 09 und EP 11 nach Inbetriebnahme der Kläranlage Bottrop. Trotz der noch kurzen Messreihe ist deutlich zu erkennen, dass durch die Reduzierung der Nährstofffracht aus der Boye und die Teilreinigung der Emscher die Belastung unterhalb der Boye-Mündung nun geringer ist als oberhalb. Für TOC und Ammonium beträgt die Verbesserung ca. 50 % bezogen auf die Konzentration, für Phosphor beträgt sie ca. 20 %.

In Abbildung 7 sind die Konzentrationen von Benzol, Kohlenwasserstoffen (nach DIN 38409 H18) und die Summe der PAK nach EPA in der Emscher oberhalb und unterhalb der Boye-Mündung dargestellt. Auch

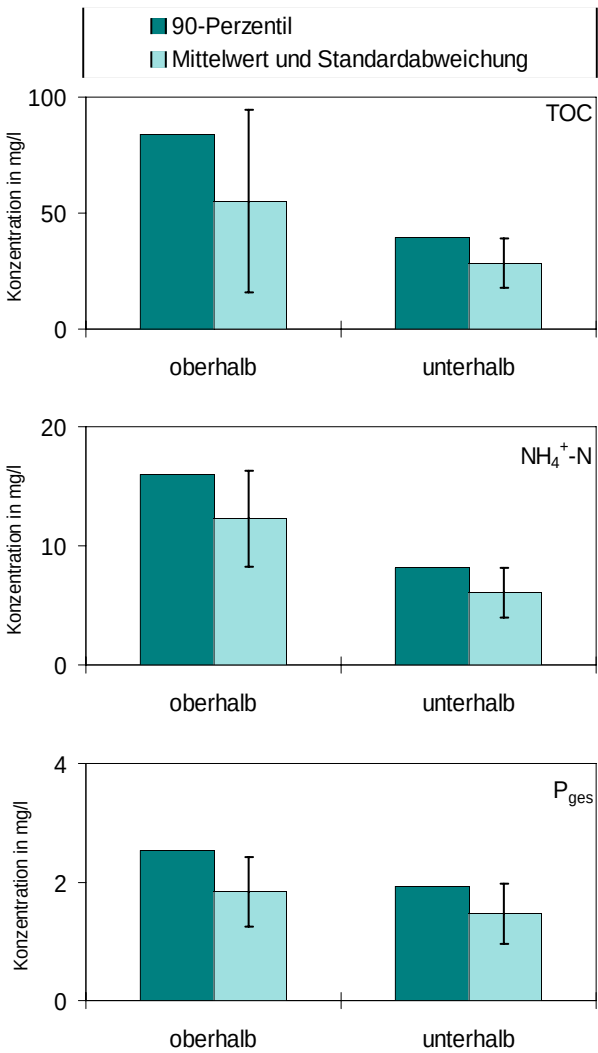


Abb. 6: Verringerung der Gewässerbelastung durch die Reinigungsleistung der Kläranlage Bottrop in den Jahren 1996 bis 1998. Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Ammonium-N und Phosphor (gesamt) oberhalb (EP 09) und unterhalb (EP11) der KA (n = 8).

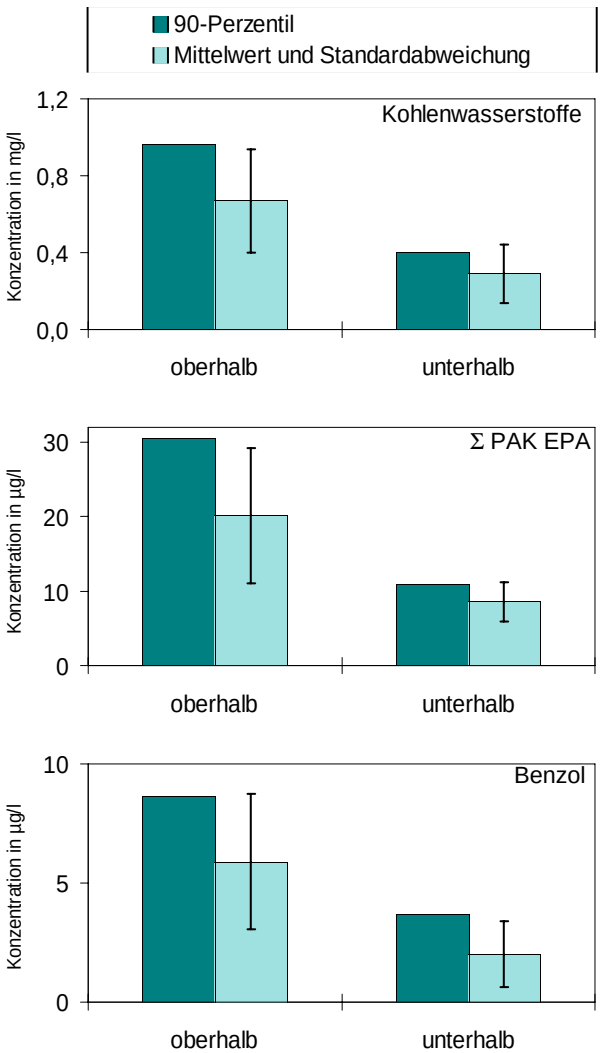


Abb. 7: Verringerung der Gewässerbelastung durch die Reinigungsleistung der Kläranlage Bottrop in den Jahren 1996 bis 1998. Kohlenwasserstoffe, PAK (nach EPA) und Benzol oberhalb (EP 09) und unterhalb (EP11) der KA (n = 8).



Abb. 8: Ablauf der neuen Kläranlage Bottrop.

für die Industriechemikalien gilt, dass nach der Inbetriebnahme der Kläranlage Bottrop (Abb. 8) ein Rückgang der Konzentrationen zwischen den Messpunkten zu verzeichnen ist. Bei diesem Ergebnis ist zu beachten, dass der Sanierungseffekt höher als die hier dargestellte Konzentrationsabnahme (ca. 60 %) zu bewerten ist, da das Verhältnis an den Messpunkten zuvor teilweise umgekehrt war (BÜTHER & IRMER 1998).

Die Konzentrationen der Schwermetalle Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Nickel und Blei lagen im Bereich der Bestimmungsgrenzen der angewendeten analytischen Verfahren. Somit ist zu erwarten, dass ihr Beitrag zur Belastung der Emscher an diesen Messpunkten eher von nachgeordneter Bedeutung ist.

Im Ablauf der KA Bottrop entsprechen die Nährstoffkonzentrationen den Anforderungen an eine moderne Kläranlage. Die Messwerte für Benzol und Kohlenwasserstoffe lagen bei den bisher durchgeführten amtlichen Kontrollen jeweils unterhalb der Bestimmungsgrenzen von 1 µg/l für Benzol und 0,2 mg/l für Kohlenwasserstoffe. Die Messwerte für PAK (Summe nach EPA) lagen dagegen bei einzelnen Messungen noch deutlich über einer Grundbelastung von 1–2 µg/l.

Für den Einflussbereich der Kläranlage Bottrop folgt, dass in diesem Bereich eine weitere Verbesserung der Wasserqualität durch eine Erhöhung des An-

schlussgrades an die Kläranlage sowie eine gezielte Vorbehandlung belasteter Industrieabwässer nötig ist, um die allgemein gute Aufbereitungsleistung der Kläranlage hinsichtlich der Stossbelastungen zu verbessern.

Aktuelle Situation im Unterlauf der Emscher

Neben der Inbetriebnahme der KA Dortmund-Nord und Bottrop sind in den letzten Jahren eine Reihe von Maßnahmen ergriffen worden, die sich ebenfalls auf die Wasserqualität der Emscher ausgewirkt haben. Für die zusammenfassende Bewertung sind in den Abbildungen 9 – 11 die Messwerte wichtiger Wasserinhaltsstoffe von annähernd 100 Beprobungen der Emscher an der Messstelle oberhalb der Kläranlage Emscher-Mündung (EP 14) dargestellt. Die hier festgestellten Konzentrationsabnahmen fassen die Effekte aller Sanierungsmaßnahmen der Jahre 1990 bis 1997 zusammen.

Der Trend der Konzentrationsabnahme für alle dargestellten Wasserinhaltsstoffe wird bei der Betrachtung der Einzelwerte von starken Konzentrationsschwankungen überlagert. Deshalb sind in Abbildung 9 und 10 die Einzelwerte zu 90-Perzentil-Werten und Mittelwerten für Zeitintervalle zusammengefasst worden. Die Zeiträume wurden so gewählt, dass sich die Inbetriebnahmen der neuen Kläranlagen in jeweils einem Säulenpaar niederschlagen. Im Zeitraum von 1990 bis 1993 bestand das Wasser an der Messstelle EP 14 weitgehend aus unbehandeltem Abwasser. Durch die 1994 bis Mitte 1996 durchgeführten Maßnahmen, insbesondere die Inbetriebnahme der Kläranlage Dortmund-Nord, sank die Konzentration des TOC an der Messstelle EP 14 um ca. 18 % (bezogen auf die 90-Perzentil-Werte). Für Ammonium, Phosphor, Benzol und Arsen ergeben sich Konzentrationsabnahmen zwischen 29 und 48 %. Der größte Effekt wurde in diesem Zeitraum mit der Reduzierung der Bleikonzentration um 63 % erzielt. Das Zeitintervall 1996 bis 1997 fasst alle Maßnahmen seit Inbetriebnahme der Kläranlage Bottrop zusammen. Für die Nährstoffe und für Arsen ist nochmals eine ähnlich große Konzentrationsabnahme zu verzeichnen wie zwischen den ersten beiden Abschnitten. Die Abnahme der Bleikonzentration an der Messstelle EP 14 fällt dagegen deutlich geringer aus. Die entscheidende Verbesserung der Gewässerqualität in diesem Zeitraum erfolgte in bezug auf die ermittelten Benzolkonzentrationen mit einer Abnahme um

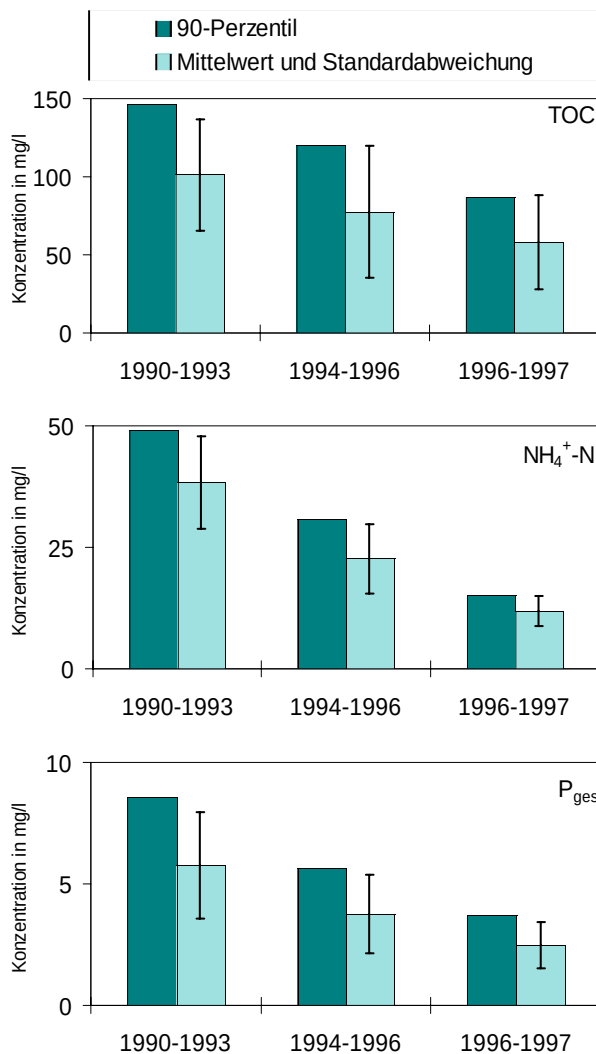


Abb. 9: Abnahme der Konzentrationen des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC), Ammonium-N und Phosphor (gesamt) im Unterlauf der Emscher oberhalb der Mündungskläranlage in Dinslaken (EP14) in den Jahren 1990 - 1997 (n=90-100).

62 % gegenüber dem Zeitraum 1994 bis 1996 und einer Abnahme von 91 % gegenüber dem Zeitraum 1990 bis 1993. Die Überlagerung des Trends der Konzentrationsabnahme durch die Schwankung der einzelnen Messwerte ist beispielhaft für Ammonium in Abbildung 11 dargestellt.

Effekte der Mündungskläranlage Dinslaken

In Abbildung 11 sind neben den Ammoniumkonzentrationen der Messstelle EP 14 oberhalb der Mündungskläranlage auch die vorhandenen Messwerte in der Emscher unterhalb der Mündungskläranlage eingetragen. Da die Probenahmen nicht zeit-

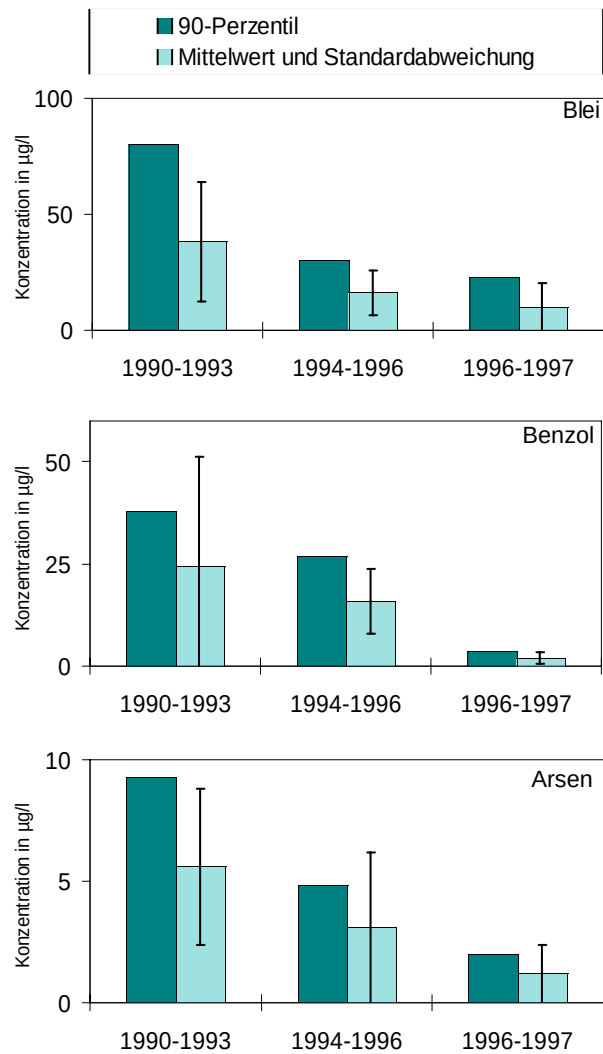


Abb. 10: Abnahme der Konzentrationen von Blei, Benzol und Arsen im Unterlauf der Emscher oberhalb der Mündungskläranlage in Dinslaken (EP14) in den Jahren 1990 - 1997 (n=90-100).

lich aufeinander abgestimmt waren, ist eine Zuordnung von einzelnen Wertepaaren nicht möglich. Die Gegenüberstellung der Werte lässt jedoch erkennen, dass bis Mitte 1996 die Ammoniumkonzentration der Emscher in der Kläranlage nur leicht reduziert werden konnte. Mit der Erweiterung der Mündungskläranlage um eine Nitrifikation und Denitrifikation ist seit 1996 eine nahezu vollständige Entfernung des Stickstoffes in den Sommermonaten möglich. Der Umbau der Mündungskläranlage (Dinslaken) von einer Fluss- zur Gebietskläranlage (Abb. 12) wird mit der Erhöhung des Anschlussgrades eine weitere Entlastung an der Messstelle EP 14 oberhalb der Kläranlage bewirken.

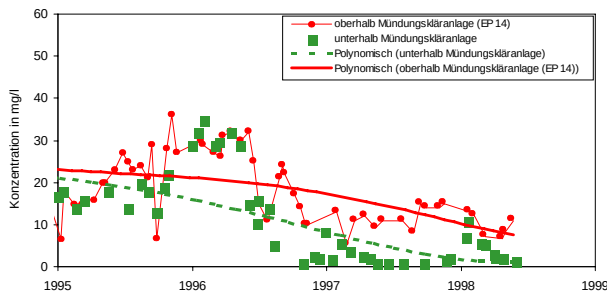


Abb. 11: Verlauf von Ammonium-N-Konzentrationen in der Emscher oberhalb und unterhalb der Mündungskläranlage in Dinslaken (EP14) in den Jahren 1995 – 1999.

Durch die fortwährende Verbesserung der Wasserqualität sind die Anfänge einer Wiederbesiedelung des Emscherabschnittes unterhalb der Kläranlage Dinslaken zu beobachten. 1999 wurden dort neben schon länger nachgewiesenen Zuckmückenlarven zum ersten mal weitere, anspruchslose Organismen vorgefunden. Hierbei handelte es sich um Flohkrebse und Schnecken, die in größerer Individuendichte vorkamen, sowie um Köcherfliegenlarven und Wasserasseln. Selbst höhere Wasserpflanzen hatten sich entwickelt. Auch wenn dieser Befund, der eine Verbesserung der biologischen Gewässergüteklasse von III-IV auf III anzeigte, bei der nachfolgenden Untersuchung nicht bestätigt werden konnte, so ist er doch ein deutlicher Hinweis darauf, dass Tendenzen zu einer Wiederbesiedelung der Emscher mit pflanzlichen und tierischen Organismen vorhanden sind.



Abb. 12: Ein Fluss wird geklärt. Ein- und Auslauf der Mündungskläranlage in Dinslaken. Bis zu einem Abfluss von 30 m³/s wird die gesamte Emscher gereinigt.

Güteparameter im Längsschnitt

An aktuellen Längsschnitten einzelner Untersuchungskampagnen lassen sich die positiven Effekte der Kläranlagen auf die Wasserqualität der

Emscher deutlich erkennen. Längsschnitte sollen in diesem Beitrag am Beispiel von Wassertemperatur, Sauerstoff-, Ammonium- und Nitratkonzentrationen sowie von Biotoxizitäten vorgestellt werden. Analysenergebnisse aus der Emscher selbst werden in den folgenden Diagrammen linienförmig als Konzentrationsverläufe und die Resultate der wichtigsten Nebengewässer als Balkendiagramme dargestellt. Die Reinigungsleistung der Kläranlagen ist jeweils an den oberhalb und unterhalb gelegenen Messstellen (KA-Dortmund: EP15, EP17; KA Bottrop EP9, EP18) als Belastungssenkung in der Emscher zu erkennen.

Der Längsschnitt von Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentrationen im September 1997 ist in Abbildung 13 dargestellt. Ein Wärmeeintrag erfolgt mit Gruben-, Kühl- und Abwässern. Die Wassertemperaturen in der Emscher liegen deshalb überwiegend über 10° C. Dadurch wird der natürliche Jahresgang der Temperatur vor allem im Winterhalbjahr deutlich verändert, die natürlicherweise in Flachlandflüssen zu beobachtende Temperaturabsenkung unter 5° C erfolgt nicht. (BÜTHER et al. 1998). Auch der Längsschnitt vom 15.09.97 zeigt die Aufwärmung des Emscherwassers. Die natürlicherweise zu erwartenden Wassertemperaturen (um 12 °C) können an den Messstellen EP00 und am Deininghauser Bach abgeschätzt werden. Bereits an der Messstelle EP01 ist eine unnatürliche Aufwärmung des Wasser um ca. 5 °C festzustellen. Auch die Schmutzwasserläufe wie z. B. Boye und Berne tragen zur Wärmefracht der Emscher bei. An der Mündungskläranlage Dinslaken (EP14) steigen die Temperaturen auf 19–20 °C.

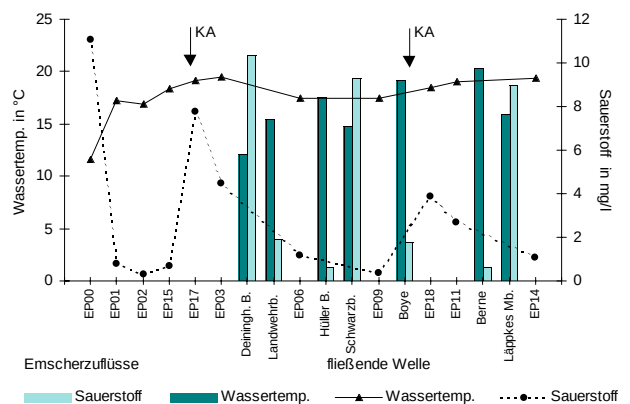


Abb. 13: Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentrationen im Emschersystem. Längsschnitt vom 15.09.97 (KA=Kläranlage).

Einen Eindruck der natürlicherweise im Emschersystem zu erwartenden Sauerstoffkonzentrationen geben die Messstellen EP00 und Deininghauser Bach. Schon an der zweiten Messstelle im Emschersystem (EP01) führen die Abwasserbelastungen zu einem drastischen Konzentrationsabfall unter 1 mg/l. Nach der Passage der Flusskläranlage in Dortmund-Nord (EP17) liegen die Sauerstoffkonzentrationen in der Emscher wieder bei 8 mg/l. Die Konzentrationen fallen aber im weiteren Flussverlauf schnell wieder unter 2 mg/l (EP06). Unterhalb der KA Bottrop steigt der Sauerstoffgehalt auf fast 4 mg/l an (EP18). In den als Schmutzwasserläufe ausgebauten Nebengewässern (Landwehrbach, Hüller Bach, Boye, Berne) liegen die Sauerstoffkonzentrationen regelmäßig unter 2 mg/l.

Generell muss die Sauerstoffsituation im Emschersystem nach wie vor als übermäßig belastet charakterisiert werden. Eine gute Sauerstoffsituation zeichnet sich an der unbelasteten Messstelle EP00, und an den renaturierten Nebengewässern Deininghauser Bach und Lämpkes Mühlenbach ab. Die Emscher selbst weist in ihrem Verlauf nur unmittelbar unterhalb der KA Dortmund (EP16, EP17) eine gute Sauerstoffversorgung auf, die aber sehr schnell schon nach kurzer Fließstrecke aufgezehrt ist.

Eine Bewertung nach dem von der LAWA (1997) eingeführten chemischen Klassifizierungssystem (Zielvorgaben) für 16 ausgewählte Belastungsparameter führt zu einer guten Übersicht der vorliegenden Belastungssituation des Emschersystems. Im Rahmen dieses Beitrages erfolgt eine exemplarische Darstellung für die Parameter Sauerstoff und Ammonium-N für die Jahre 1995 bis 1999. Die Sauerstoffsituation im Emschersystem ist nach wie vor an den meisten Untersuchungspunkten kritisch (Abb. 14). Als gut kann sie nur an der mäßig belasteten Emschermessstelle EP 00 und an der Messstelle unterhalb der Kläranlage Dortmund (EP 17) bezeichnet werden. Unterhalb der KA Bottrop und an der Einmündung in den Rhein kann die Sauerstoffsituation bisher nur in die Güteklasse III-IV eingestuft werden. Die renaturierten Nebengewässer Deininghauser Bach und Lämpkes Mühlenbach erreichen für ihren Sauerstoffhaushalt die Klassen II bzw. II-III.

Die Konzentrationsverläufe für NO₃-N und NH₄-N sind in Abbildung 15 zusammengestellt. In nicht übermäßig belasteten Gewässern liegt der anorganisch gebundene Stickstoff überwiegend als Nitrat vor. Die Ammonium-N Konzentrationen liegen unter 1 mg/l und entsprechen den Verhältnissen am Deininghauser Bach und an der Messstelle EP00 (NH₄-N Konzentrationen unter 0,2 mg/l; NO₃-N um

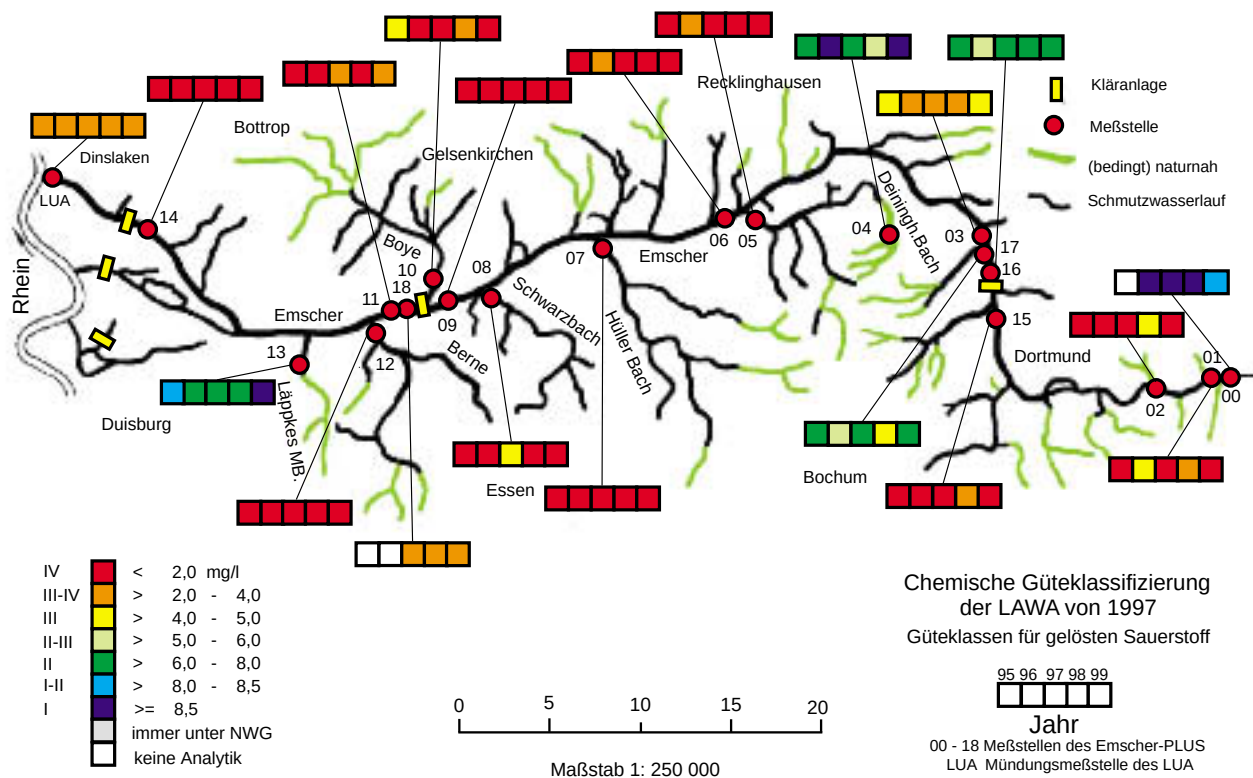


Abb. 14: Chemische Klassifizierung (LAWA 1997) der Sauerstoffkonzentrationen an ausgewählten Messpunkten im Emschersystem.

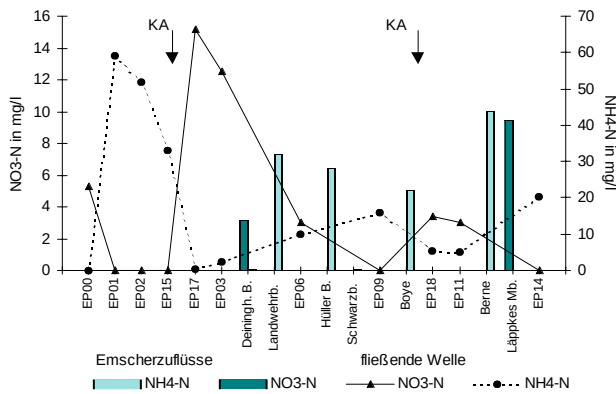


Abb. 15: Konzentrationen von $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Emschersystem. Längsschnitt vom 15.09.97 (KA=Kläranlage).

3-5 mg/l). Mit den Abwassereinleitungen kommt es zu einem sprunghaften Anstieg der Ammoniumkonzentrationen (EP01), die an den zwei folgenden Messstellen durch Verdünnungsprozesse langsam absinken.

Der Effekt der KA Dortmund ist deutlich erkennbar. Unterhalb der KA (EP17) gehen die Ammoniumwerte auf Konzentrationen unter 0,2 mg/l zurück, gleichzeitig steigen die Nitratkonzentrationen sprunghaft auf über 15 mg/l an (Eliminationsleistung der KA ca. 80 %). Durch die aerobe Ab-

wasserbehandlung in der Kläranlage wird das Ammonium zu Nitrat aufoxidiert, das im weiteren Emscherverlauf als Oxidationsreserve für leichtabbaubare organische Substanzen dient. Mit der weitergehenden abwassertechnischen Sanierung wird später die Denitrifikation der KA Dortmund optimiert. Auch unterhalb der KA Bottrop (EP18) ist ein Abfall der Ammonium- und ein Anstieg der Nitratkonzentrationen deutlich erkennbar.

Die Bewertung nach der LAWA-Klassifizierung ergibt für Ammonium-N (Abb. 16) an fast allen Messpunkten eine übermäßig hohe Belastung. In der Emscher selbst kann nur die erste Messstelle EP 00 als kritisch bis mäßig belastet eingestuft werden. Alle anderen Emscher-Messstellen weisen trotz der enormen Reduktion der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen durch die Kläranlagen fast immer die Güteklasse IV auf, nur der Ablauf der KA Dortmund kann häufig in die Güteklasse III eingestuft werden. Unterhalb der KA steigen die gefundenen Konzentrationen wieder schnell in den Bereich der Güteklasse IV an. Von den renaturierten Gewässern liegt der Deininghauser Bach regelmäßig in der Güteklasse II, während der Lappkes Mühlenbach mit im Jahresverlauf stark schwankenden Belastungen zwischen Güteklasse I-II und IV liegt.

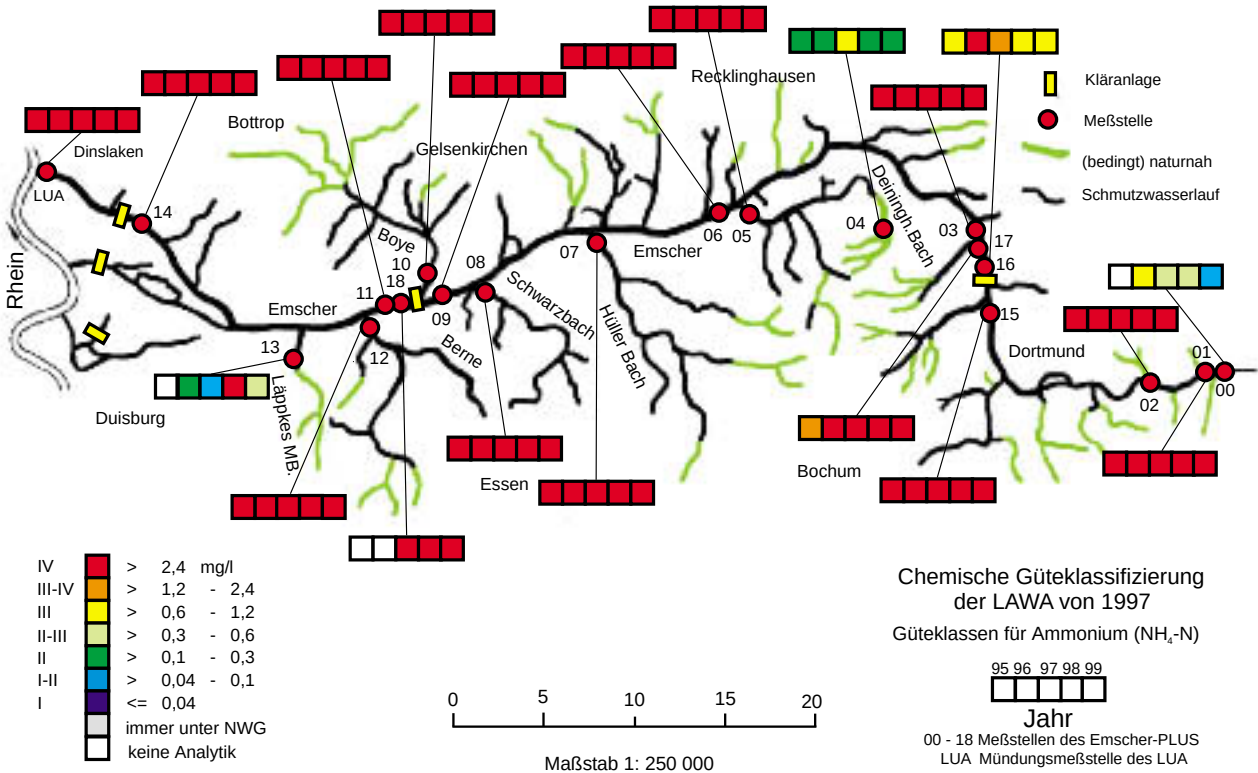


Abb. 16: Chemische Klassifizierung (LAWA 1997) der Ammonium-N Konzentrationen an ausgewählten Messpunkten im Emschersystem.

Biotestverfahren mit Daphnien (G_D) und Leuchtbakterien (G_L) sind methodisch geeignet, die Toxizität von vorliegenden Gewässerbelastungen für die aquatische Biozönose abzuschätzen. Die in Abbildung 17 aufgetragenen G-Werte geben jeweils die Verdünnungsstufe ($G_L 16 = 1:16$) des getesteten Emscherwassers an, bei der die erforderliche Überlebensrate (9 von 10 Tieren) der Daphnien erreicht wurde bzw. die Leuchtwirkung der Bakterien nicht mehr signifikant gehemmt wird. Die Befunde (keine Toxizität) an der Messstelle EP00 sind typisch für toxisch gering belastete Gewässer. Oberhalb der KA Dortmund sind hohe Leuchtbakterientoxizitäten und an der Messstelle EP01 auch Daphnientoxizitäten feststellbar. Nach der Abwasserbehandlung (EP17) sind die Toxizitäten deutlich reduziert. Unterhalb der KA steigt die Leuchtbakterientoxizität wieder an und fällt unterhalb der KA Bottrop (EP18) deutlich ab. In den abwasserbelasteten Nebengewässern der Emscher sind erhebliche Toxizitäten feststellbar.

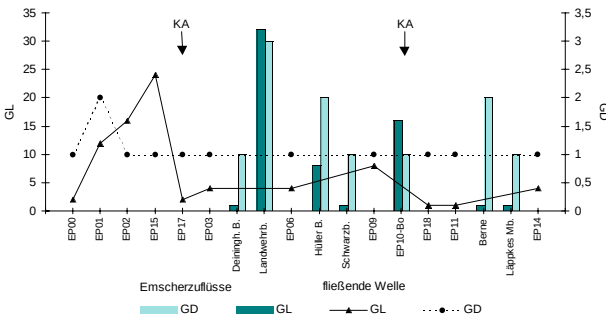


Abb. 17: Biotoxizitäten im Emschersystem. Längsschnitt vom 17.11.97. Testergebnisse von Daphnien (G_D) und Leuchtbakterientests (G_L) (KA=Kläranlage).

Bewertung und Ausblick

Mit der Inbetriebnahme der neuen Kläranlagen Dortmund-Nord und Bottrop sind die Erfolge der Emschersanierung messbar geworden. Die Belastung des Gewässersystems mit Industriechemikalien, Schwermetallen und Nährstoffen konnte schrittweise erheblich reduziert werden, hat allerdings bisher noch kein akzeptables Maß erreicht. Das Zwischenergebnis der abwassertechnischen Sanierung ist gut und weist deutlich in die richtige Richtung. Diese Einschätzung wird zusätzlich durch neue Erkenntnisse über die Verminderung der toxischen Wirkungen der Wasserinhaltsstoffe unterhalb



Abb. 18: Ein Beispiel für die wasserbauliche Gestaltung der Emschernebegewässer (Einmündung des Sellmannsbaches in die Emscher).

der Kläranlagen Dortmund-Nord und Bottrop unterstützt (BUSCH et al. 1998).

Durch die Weiterentwicklung der Schadstoff-Vermeidungstechnologie am Entstehungsort, die weitere Verbesserung der Reinigungstechnologie am Ort des Anfalls gefährlicher Wasserinhaltsstoffe, den weiteren Anschluss von Indirekteinleitern an die Kläranlagen und die klärtechnische Ertüchtigung der Direkteinleiter können mittelfristig die Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA 1991) in der Emscher erreicht werden. Danach könnten die Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer (LAWA 1997) realisierbare Ziele werden. Bereits jetzt ist eine spürbare Entlastung des Rheins, besonders hinsichtlich der Nährstofffrachten, eingetreten (BÜTHER & IRMER 1998).

Neben den bisher erzielten abwassertechnischen Erfolgen müssen noch einige Probleme bis zum Abschluss der Emschersanierung gelöst werden. Dazu gehört die anhaltend hohe Chloridbelastung der Emscher aus den Grubenwassereinleitungen des Bergbaus (s. Kap. 8.2). Auch bei einer vergleichmäßigten Einleitung dieser Grubenwässer werden in Zukunft Chloridkonzentrationen bis zu 2.500 mg/l in der Emscher erwartet (EMSCHERGENOSSENSCHAFT 1991 Nr. 4). Daraus folgt, dass die ökologische Entwicklung des Emschersystems mit der fortschreitenden Reinigung der eingeleiteten Abwässer durch den Chloridgehalt und die weiteren Inhaltsstoffe des Grubenwassers bestimmt werden wird. Bei den erwarteten Salzkonzentrationen kann sich jedoch nur eine sehr artenarme, instabile und gegen weitere Umweltbelastungen empfindliche

Biozönose entwickeln, die zudem nur aus salztoleranten Arten bestehen wird. Die Entwicklung einer für mitteleuropäische Fließgewässer typischen Lebensgemeinschaft und die Sicherstellung der damit verbundenen gewässerökologischen Funktionen kann bei den prognostizierten Bedingungen nicht erreicht werden.



Abb. 19: Einmündung der Berne in die Emscher.

Problematisch bei der Gewässerrenaturierung im Emschergebiet sind die geringen Reinwasserabflüsse, die in den Gewässern nach der Entflechtung verbleiben. Durch Bergbauaktivitäten und Flächenversiegelungen ist die natürliche Wasserspende aus den Einzugsgebieten der Gewässer stark vermindert. Die nach dem Umbau verbleibenden Notauslässe der Mischwasserkanalisationssysteme bilden für die Gewässerökologie ein weiteres Problem. Durch diese Überläufe können bei Starkregenereignissen mehrere m^3/s Mischwasser in Gewässerabschnitte mit relativ geringer Mittelwasserabflussmenge (z. B. am Mittellauf des Deininghauser Bach 80 l/s) abgeschlagen werden. Neben akut toxischen Wirkungen von Wasserinhaltsstoffen, Sauerstoffmangel und Schwebstoffeintrag kommt es zusätzlich zu einer starken hydraulischen Belastung des Gewässers.

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, dass ein begleitendes Monitoring bei der Sanierung des Emschersystems unbedingt erforderlich ist. Nur so ist eine direkte Rückkopplung und eine Bewertung der Erfolge von Einzelmaßnahmen möglich, welche für die weiteren Schritte entscheidende Hinweise liefern. Das Monitoring spiegelt den aktuellen Stand der Gewässersituation wider und zeigt gegebenenfalls zusätzlichen Handlungsbedarf auf.

Für eine verlässliche Beschreibung des Sanierungsverlaufes basiert das Emscher-PLUS auf einer gesicherten Datengrundlage über den Gewässerzustand vor der Sanierung und ist in der Lage, während der laufenden Maßnahme sowohl die ganzheitliche Entwicklung über Zeit und Raum aufzeigen als auch flexibel auf die Veränderung der Gesamtsituation zu reagieren und einzelne Schwerpunkte des Sanierungsprogramms zu berücksichtigen. Die Bedeutung eines Monitorings und der an ein Monitoring zu stellende Anspruch steigt mit dem Umfang des Sanierungsvorhabens.

Das derzeit laufende Monitoring ist ein flexibles Instrument zur Beobachtung und Bewertung aktueller Entwicklungen. So konnten bereits eindeutige Effekte der Kläranlagen Dortmund-Nord und Bottrop analytisch nachgewiesen werden. Neben der Verbesserung der Nährstoffsituation und des Sauerstoffhaushaltes der Emscher wird das Monitoring auch die Erfolge der zahlreichen Sanierungsmaßnahmen bei einzelnen Einleitern dokumentieren, die im Zuge der Neukonzeption des Boye-Bereiches vorgenommen werden. Auftretende Defizite können so zeitnah aufgezeigt werden.

Mit Blick auf das Fortschreiten der Emschersanierung ergibt sich hieraus, dass die Direkteinleiter in die Emscher in Zukunft Auflagen erhalten, die dem Sanierungsziel entsprechen. Dies betrifft neben den Kläranlagen der Emschergenossenschaft auch alle jetzt noch vorhandenen Einleiter, die nicht zu Indirekteinleitern werden. Art und Umfang der möglichen Einleitung von Grubenwasser in die sanierte Emscher müssen mit den Sanierungszielen der Emscher abgeglichen werden (BUSCH et al. 1997). Für das laufende Messprogramm bedeutet der Fortschritt der Gewässersanierung, dass die Beschreibung des IST-Zustandes kontinuierlich fortgesetzt werden muss, wobei das Monitoring flexibel an die sich ändernden Rahmenbedingungen anzupassen ist. Zu den Aufgaben des Monitoring zählen

- eine Optimierung des Untersuchungsumfanges anhand aktueller Messwerte,
- eine zeitlich begrenzte Erweiterung des Messstellennetzes im Bereich regional begrenzter Sanierungsmaßnahmen,
- die Erweiterung des Datenpools auf der Basis eines Grundprogramms,

- die Durchführung biologischer Untersuchungen in renaturierten Teilbereichen,
- eine Betrachtung der Schadstofffrachten sowie
- eine enge Zusammenarbeit mit der Emscher-genossenschaft als Träger der Sanierungsmaßnahmen.

Die Sanierung der Emscher ist ein bisher einmaliges Großprojekt der Umweltgestaltung durch den Menschen mit Blick auf vorwiegend ökologische Aspekte. Dabei greifen eine Vielzahl von Einzelmaßnahmen ineinander, deren ökologische Folgen in ihrer Komplexität für das Emschersystem nicht vorhersagbar sind. Emscher-PLUS kann als begleitendes Messprogramm den Erfolg einzelner Sanierungsmaßnahmen im Emschersystem beschreiben und wichtige Hinweise für ihre Bewertung im Gesamtkonzept liefern.

Literatur

- AGA (1991) Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer; Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden im wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren. - Runderlaß des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, Ministerialblatt NRW 42, 863-874 (1991) und LWA-Merkblatt Nr. 7, jetzt Landesumweltamt NRW, Essen 1991, 38 pp.
- BÜTHER, H. & D. BUSCH (1997): Einfluß von Grubenwasser auf die Gewässerqualität im Emschersystem. - in: COLDEWEY, W. G. & E. P. LÖHNERT (Hrsg.) GeoCongress 3: Grundwasser im Ruhrgebiet - Probleme, Aufgaben, Lösungen. Verlag Sven von Loga, Köln, 39 - 43.
- BÜTHER, H.; RAHM, H. & D. BUSCH (1998): Messbare Erfolge der Emschersanierung. Vom Wasser 91, 157-173.
- BÜTHER, H. & H. IRMER (1998): Wasserwirtschaftliche Auswirkungen auf die Emscher und den Rhein. in: Wasserwirtschaft in Ballungsgebieten. Hrsg.: Emscher-genossenschaft, Essen, 91-101.
- BUSCH, D.; BÜTHER, H.; JASPERNEITE, G. & K. OSTERMANN (1997): Ökologische Entwicklungsperspektiven von Emscher und Lippe, Handlungsbedarf für ein einheitliches Grubenwasserkonzept. - Staatliches Umweltamt Herten Eigenverlag 1997, 26 pp.
- BUSCH, D., BÜTHER, H. & H. RAHM (1998): Die Wasserqualität der Emscher: Räumliche und zeitliche Trends der Genesung. - in: HERGET, J. & HELD, T. (Hrsg.): Forum angewandte Geographie „Fließgewässerrenaturierung“, Materialien zur Raumordnung, Schriftenreihe des geographischen Instituts Ruhr-universität Bochum, 57-69.
- BUSCH, D. & H. BÜTHER (1998): Salzbelastete Grubenwässer des Steinkohlebergbaus als Belastungsfaktor für Fließgewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung 1997, 956-960.
- EMSCHERGENOSSENSCHAFT (1990): Umgestaltung der Wasserläufe - Kurzgutachten und Bewertung. - Internationale Bauausstellung Emscherpark GmbH in Zusammenarbeit mit der Emscher-genossenschaft, Essen 1990, 100 pp.
- EMSCHERGENOSSENSCHAFT (1991): Materialien zum Umbau des Emscher-Systems, Nr. 1: Rahmenkonzept zum ökologischen Umbau des Emscher-Systems. - Emscher-genossenschaft, Essen 1991, 20 pp.
- EMSCHERGENOSSENSCHAFT (1991): Materialien zum Umbau des Emscher-Systems, Nr. 4: Konzept zur Grubenwasserab-leitung im Emschergebiet. - Emscher-genossenschaft, Essen, 56 pp.
- EMSCHERGENOSSENSCHAFT (1997): Fünfjahresübersicht 1997 - 2001.- Emscher-genossenschaft, Essen 1997, 34 pp.
- IBA (1989): Internationale Bauausstellung Emscher-Park - Werkstatt für die Zukunft alter Industriegebiete. - Ministerium für Stadtentwicklung, Wohnen und Verkehr des Landes NRW, Düsseldorf, 66 pp.
- LAWA (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnen-gewässer, Band 1.- Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Was-ser, Kulturbuchverlag Berlin 1997, 59 pp.
- LENGERSDORF, D. (1989): Die Emscher wird saniert. - UMWELT 19 (11/12), 573-575.
- LONDONG, D. (1993): Der große Umbau im Emschergebiet. Was-ser und Boden 45 (3), 144-147.
- MÜNZINGER, A. & A. THIEL (1993): Beschreibung des Zustandes von Fließgewässern im Emschergebiet. - Wasser und Boden 45 (12), 935 - 939.
- MÜNZINGER, A. & A. THIEL (1994): Beschreibung des Zustandes von Fließgewässern im Emschergebiet. - Wasser und Boden 46 (1), 59.
- MÜNZINGER, A., BÜTHER, H., WILL, R., HÄDICKE, A. & A. THIEL (1995): Emissions-/Immissionsbetrachtungen als Grundlage für die Gewässersanierung am Beispiel der Emscher.- Forum Städte Hygiene 46 (5), 330 - 336.
- MÜNZINGER, A. & A. THIEL (1995): Kombinierte Gewässer- und Abwasseruntersuchungen an der Boye, einem stark belaste-ten Gewässer im Einzugsgebiet der Emscher.- DGM 39, H. 3, 103 - 108.
- MURL (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer; Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden im wasserrecht-lichen Erlaubnisverfahren.- Runderlaß des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, Ministerial-blatt NRW 42, 863-874 und LWA-Merkblatt Nr. 7, Essen.
- RAHM, H., MÜNZINGER, A., BÜTHER, H. & K. OSTERMANN (1997): Projekt zur Langzeit-Untersuchung des Sanierungserfolges der Emscher. - Vom Wasser 88, 149 - 160.
- THIEL, A., MÜNZINGER, A., BRÜGGEMANN, I. & M. BARTKOWIAK (1995): Wiederbesiedlungsperspektiven im Emschersystem - Makro-zoobenthos an ausgewählten Wasserläufen. - Deutsche Ge-sellschaft für Limnologie, erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1994, Band II, 582 - 586.

3.2.6.2 Auferstanden aus dem Schmutzwasserbett

– Erfolge von Renaturierungsmaßnahmen im Emschersystem –

Dr. Dieter Busch (StUA Herten) und Andreas Thiel (StUA Duisburg)

Von den insgesamt ca. 650 km Fließgewässern im Emschersystem sind derzeit etwa 350 km zu einem Netz offener Abwasserkanäle mit Trapezprofil und Sohlverbau, meist mit Betonhalbschalen (z. T. Spundwände) ausgebaut worden. Kleinere Emschernebegewässer erhielten eine V-förmige Sohlgestaltung (Abb. 1). Weitere 208 km sind stark begradigt bzw. aufgestaut und abschnittsweise mit massivem Sohl- und Uferverbau versehen. Heutzutage weisen nur 46 km Gewässerlänge, meist die Oberläufe kleinerer Bäche, ein landwirtschaftlich überprägtes, jedoch annähernd naturähnliches Erscheinungsbild ohne Sohl- und Uferverbau auf.

Mit den ausklingenden Bergsenkungen ist es möglich, das gesamte Emschergebiet abwassertechnisch zu sanieren (LONDONG 1993). Erste Initiativen

und Planungen gingen von den ehemaligen Staatlichen Ämtern für Wasser- und Abfallwirtschaft Lippstadt und Herten aus (StÄWA Lippstadt und Herten 1988, LENGERSDORF 1989). Mit einem Aufwand von ca. acht Milliarden DM sollen in einem Zeitraum von 25 bis 30 Jahren im Emschergebiet wieder ökologisch funktionstüchtige Fließgewässer entstehen. 70 % der Kosten entfallen auf abwassertechnische Maßnahmen. Konzeption und Realisierung dieses Großprojektes wurden der Emscher-genossenschaft übertragen. Beim Rückbau der Schmutzwasserläufe in den städtisch geprägten und durch den Bergbau vollständig veränderten Ballungszonen des Ruhrgebietes werden jedoch nicht die Maßstäbe einer vollständigen Renaturierung angelegt, sondern es soll eine „ökologische Verbesserung“ erreicht werden.

Beim Rückbau der Schmutzwasserläufe im Emschergebiet müssen eine Reihe von Problemen gelöst werden, die typisch für dicht besiedelte Ballungsräume mit hohem Versiegelungsgrad sind. Hierzu zählen stark reduzierte Niedrigwasserabflüsse, häufige, steil ansteigende Hochwasserwellen und stoffliche Belastungen durch Notauslässe der Mischwasserkanalisationen, hohe Belastungen durch Nährstoffe und, bedingt durch die räumlichen Verhältnisse, oft nur sehr eingeschränkter Raum für eine naturnahe Gewässerentwicklung. Im Ruhrgebiet kommen oft großflächige Beeinträchtigungen durch toxische Einflüsse aus industriellen Altlasten und hohe Salzbelastungen aus bergbaulichen Aktivitäten hinzu.

Auch die noch erhaltenen naturähnlichen Gewässerabschnitte sind stark beeinträchtigt. Zerstückelung der Bachläufe durch verrohrte Abschnitte und Isolation der Oberläufe und deren Quellgebiete, Teichanlagen im Hauptschluss, Mischwasserabschläge und Verbauung tragen zum Rückgang der Artenvielfalt auch in naturnahen Bachabschnitten bei (THIESMEIER et al. 1988). Eine wichtige Voraussetzung zur Abschätzung des Wiederbesiedelungspotenzials der wiederherzustellenden Gewässerabschnitte ist eine Aufnahme der noch in den Systemen vorhandenen, oft isolierten Reste der ursprünglichen Gewässerbiozöten.



Abb. 1: Typisches Emschernebegewässer, nach rein hydraulischen Gesichtspunkten technisch zur Schmutzwasserableitung umgebaut.

Im Vorfeld der Sanierungsmaßnahmen wurden im Rahmen des **Emscher-Projekt** zur **Langzeit-Untersuchung** des **Sanierungserfolges (Emscher-PLUS)** von 1993 bis 1994 Untersuchungen der noch vorhandenen Makrozoobenthosbesiedlung in Ober- und Mittelläufen von naturnahen Emschernebewässern durchgeführt. Hierbei zeigte sich insgesamt ein relativ breites Artenspektrum (THIEL et al. 1994). Überwiegend bestanden die noch vorhandenen Biozönosen aus ubiquistischen Arten mit relativ niedrigen ökologischen Ansprüchen. Allerdings konnten, entsprechend der unterschiedlichen naturräumlichen Bedingungen auch typische Grund- und Begleitarten der Bergbäche (z. B. im Olpkebach/Schondelle) und typische Bewohner der Flachlandbäche nachgewiesen werden (z. B. in der Boye). Neben bergbachtypischen, rheophilen Arten (z. B. *Ancylus fluviatilis*, *Sericostoma personatum*) treten auch typische Bewohner strömungsarmer Gewässerbereiche auf (z. B. Planorbidae).

Projektbegleitend wurden neben einer allgemeinen Bestandsaufnahme auch gewässerökologische Untersuchungen zur Entwicklung der Wasserqualität und zur Dokumentation der Wiederbesiedlung der neugestalteten ehemaligen Abwasserläufe durchgeführt. Die Ergebnisse belegen, dass die runderneuten Gewässer ihre ursprüngliche Funktion als aquatischem Lebensraum wieder zurückgewinnen können. Voraussetzungen dafür sind eine gleichbleibende Wasserqualität auf ökologisch verträglichem Niveau, eine kontinuierliche Wasserführung, ein konsequenter naturnaher Gewässerausbau und die Wiedervernetzung isolierter Gewässerabschnitte. Die bei der Sanierung von Schmutzwasserläufen auftretenden Probleme sollen an zwei Beispielen – dem Deininghauser Bach und dem Läppkes Mühlenbach – dargestellt werden.

Deininghauser Bach

Der Deininghauser Bach im Bereich der Stadt Castrop-Rauxel, Kreis Recklinghausen war ursprünglich ein natürlicher Wasserlauf mit einer Lauflänge von ca. 9,5 km und einem 17,2 km² großen Einzugsgebiet. Das ursprüngliche Gewässer wäre auf Grund der Fließgewässertypologie dem Bach der Löß-Lehmgebiete zuzuordnen. Gegenwärtig leben in seinem Einzugsgebiet ca. 27.000 Einwohner, 20 % des Einzugsgebietes sind versiegelt.

Der Umbau der ersten 2,5 km des Unterlaufes zum Schmutzwasserlauf erfolgte bereits 1913, 1920 wurden weitere 1,5 km erfasst. Der restliche Bach von km 4,07 bis 9,12 wurde erst 1935 zum Schmutzwasserlauf umgestaltet, obwohl er bereits vorher zur Abwasserableitung benutzt wurde. Zeitgleich wurden die ehemaligen Quellbereiche des Oberlaufes von einer Abraumhalde des Kohlebergbaues überdeckt. Seitdem entsprang der Bach als offenes Abwassergerinne direkt aus der Kanalisation des Ortsteiles Schwerin, wo bis in die 70er Jahre eine grobe mechanische Klärung des Abwassers vorgeschaltet war. Der Bach erhielt Sohlshalen aus Beton und ein V-förmiges Profil mit steilen Böschungen. Der ursprüngliche Oberlauf wurde zum Nebenlauf degradiert und führte überwiegend die salzbelasteten Sickerwässer der Bergehalde ab.



Abb. 2: Deininghauser Bach im Jahre 1925.

Morphologisch noch im naturnahen Zustand, leitete der Bach bereits einen hohen Abwasseranteil zur Emscher und unterlag bei Starkregenereignissen starken hydraulischen Belastungen.

(Foto: Archiv der Emschergenossenschaft)

Nach dem Ausklingen der Bergsenkungen sollte der Bach wieder naturnah umgebaut werden. Der obere Abschnitt wurde in den Jahren 1992 – 94 auf einer Länge von 3,2 km saniert. Parallel zum Bach wurde ein großer Abwassersammler gebaut. Die oberen 1.600 m des Gewässers verlaufen in einem relativ ursprünglichen Waldtal mit altem Baumbestand. Für Renaturierung und Kanalbau stand die nur geringe Weite der Talsohle zur Verfügung. Der Bach konnte daher in seinem Verlauf hier nur sehr gradlinig geführt werden.

Im folgenden, ebenfalls ca. 1.600 m langen Abschnitt wird der Bach in der Parzelle der Emschergenossenschaft, die zu einem Muldental mit einer lichten Breite von ca. 30 m umgestaltet wurde, durch

landwirtschaftlich geprägte Flächen geführt. In der Bachaue entwickeln sich teilweise auenuntypische Gras- und Hochstaudenfluren. Im Sommer wird der Bach durch diese Vegetation abschnittsweise fast vollständig überdeckt. Bachbegleitende Gehölze wurden nur sehr spärlich gepflanzt, ein natürliches Gehölzaufkommen fehlt bisher.

Für die weitere Renaturierung des Gewässers stand unterhalb der Nierholzstraße eine größere, ehemals landwirtschaftlich genutzte Freifläche für die Bachsanierung zur Verfügung. In diesem 1997 – 98 ausgeführtem Bauabschnitt sollte dem Bach die Möglichkeit gegeben werden, sich frei in seiner Ersatzaue zu bewegen. Das Bachbett wurde mit schwingendem Verlauf völlig neu gebaut. Diese gestalteten Abschnitte haben sich mittlerweile mit einer Vegetation bedeckt, die teilweise aus der natürlichen Sukzession resultiert, teilweise auch künstlich angepflanzt bzw. angesät wurde (Abb. 3).



Abb. 3: Neu gebauter Bachabschnitt in der Aue, ein Jahr nach Fertigstellung.

Bei der Sanierung des Deininghauser Baches treten viele der typischen Probleme beim Rückbau der Emschernebangewässer auf.

Geringe Abflussmengen nach der Entflechtung von Reinwasser und Abwasser

Die Gewässereinzugsgebiete sind in der Regel durch Bergbauaktivitäten hydrogeologisch gestört und zudem zu einem hohen Prozentsatz versiegelt. Den Emschergewässern verbleiben meist nur Abflussspenden aus ihren Einzugsgebieten um 1 – 2 l/s • km². Auch der Deininghauser Bach führt daher in seinem oberen Abschnitt auf mehreren 100 m Länge nur sehr sporadisch Wasser. Zudem ist der ehemalige Quellbereich durch den

Stadtteil Schwerin und eine Bergehalde nachhaltig beeinflusst. Die Wasserführung stabilisiert sich erst nach dem Zufluss des ehemaligen Oberlaufs mit dem Ablaufwasser der Halde. Am Zusammenfluss von Landwehrbach und Deininghauser Bach liegt der MNQ bei ca. 35 l/s.



Abb. 4: Morphologisch naturnahes Reststück des ehemaligen Oberlaufes beeinträchtigt durch hohe Salzbelastung.

Abschläge aus der Mischwasserkanalisation bei Starkregenereignissen

Ein weiterer, wichtiger Störfaktor ist die stoffliche und hydraulische Belastung der Gewässer mit unbehandeltem Mischwasser über Notauslässe der Kanalisation. Im Emschergebiet müssen im ersten Sanierungsschritt neue Kanalnetze gebaut werden, die in der Regel als Mischwassersysteme ausgelegt sind. Die Kanäle entsprechen in der Regel dem Stand der Technik (ATV 128), der teilweise sogar übertroffen wird.

Hierbei zeigt sich eine Diskrepanz zwischen dem kanalseitig orientierten technischen Regelwerk (Mindestanforderungen) und der ökologischen Realität in den beaufschlagten Gewässern. Nach starken Regenereignissen führen die ökologisch umgestalteten Gewässer überwiegend Mischwasser. Dabei werden die sich entwickelnden aquatischen Biozönosen einem starken hydraulischen Stress ausgesetzt, verbunden mit einer z. T. erheblichen stofflichen Belastung aus der Kanalisation. Leicht abbaubare Substanzen mit einem hohen Sauerstoffzehrungspotenzial, toxische Abwasserinhaltsstoffe und der allgemeine Nährstoffaustrag in die Gewässer führen zu teilweise erheblichen Belastungen.

Aus den auftretenden Problemen lässt sich leicht die Notwendigkeit einer gewässerseitigen Betrachtung der durch die Mischwasserabschläge verursachten Belastungen ableiten. Sowohl der hydraulische Stress (Sohlschubspannung, Abflussmenge und Abflussdynamik) als auch die stoffliche Belastung aus dem Mischwasser müssen für die Gewässer immissionsseitig begrenzt werden. Ein erster Schritt in diese Richtung ist das BWK-Merkblatt 3: „Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“ (BWK 1999). Hiernach darf das jährliche Hochwasser (HQ1) in geschlossenen Siedlungsgebieten durch Niederschlagswassereinleitungen um maximal 10 % erhöht werden. Gleichzeitig werden Ammoniakkonzentrationen (Fischtoxizität) begrenzt und Mindestkonzentrationen für Sauerstoff (5 mg/l) festgelegt. Der Austrag von Schwebstoffen muss zusätzlich durch die bauliche Ausführung der Kanalsysteme minimiert werden.

Tab. 1: Abschläge von Mischwasser (M) und Niederschlagswasser der Autobahn (AB) in den Deininghauser Bach (MNQ: 35 l/s, natürliches HQ 1: ca. 1.030 l/s)

Bauwerk	Typ	Lage	Maximale Abschlagmengen
RRB 1	M	Dorlohstr.	450 l/s
RRB 2	M	oh. BAB 42	300 l/s
RRB 2.1/ 2.2	AB	BAB A 42	96 l/s
RÜB	M	Nierholzstr.	2.000 l/s
RRB 05	M	Tiefengraben	800 l/s
RRB 06	M	Stadtbereich	1.000 l/s
RRB 07	M	u.h. Stadtbereich	2.000 l/s
		Gesamtmenge	6.646 l/s

RRB – Regenrückhaltebecken RÜB – Regenüberlaufbecken

Am Deininghauser Bach liegt eine Vielzahl von Regenrückhalte- bzw. Überlaufbecken der Mischwasserkanalisation (Tab. 1), aus denen nach starken Regenereignissen insgesamt bis zu 2.800 l/s Mischwasser in den renaturierten Bachabschnitt geleitet werden können. Unterhalb des umgestalteten Oberlaufes dürfen noch einmal bis zu 3.800 l/s hinzukommen. Langanhaltende oder starke Regenfälle führen daher regelmäßig zu erheblichem Mischwassereintrag, der um ein Vielfaches über der natürlichen Wasserführung liegt. Nach größeren Regenfällen führen die von den versiegelten

Flächen über das Kanalsystem (Abb. 5) dem Bach zugeleiteten Wassermengen zu regelmäßig wiederkehrenden Hochwasserereignissen.



Abb. 5: Auslass eines Mischwasserabschlages in die renaturierte Bachaue (Nierholzstr.).

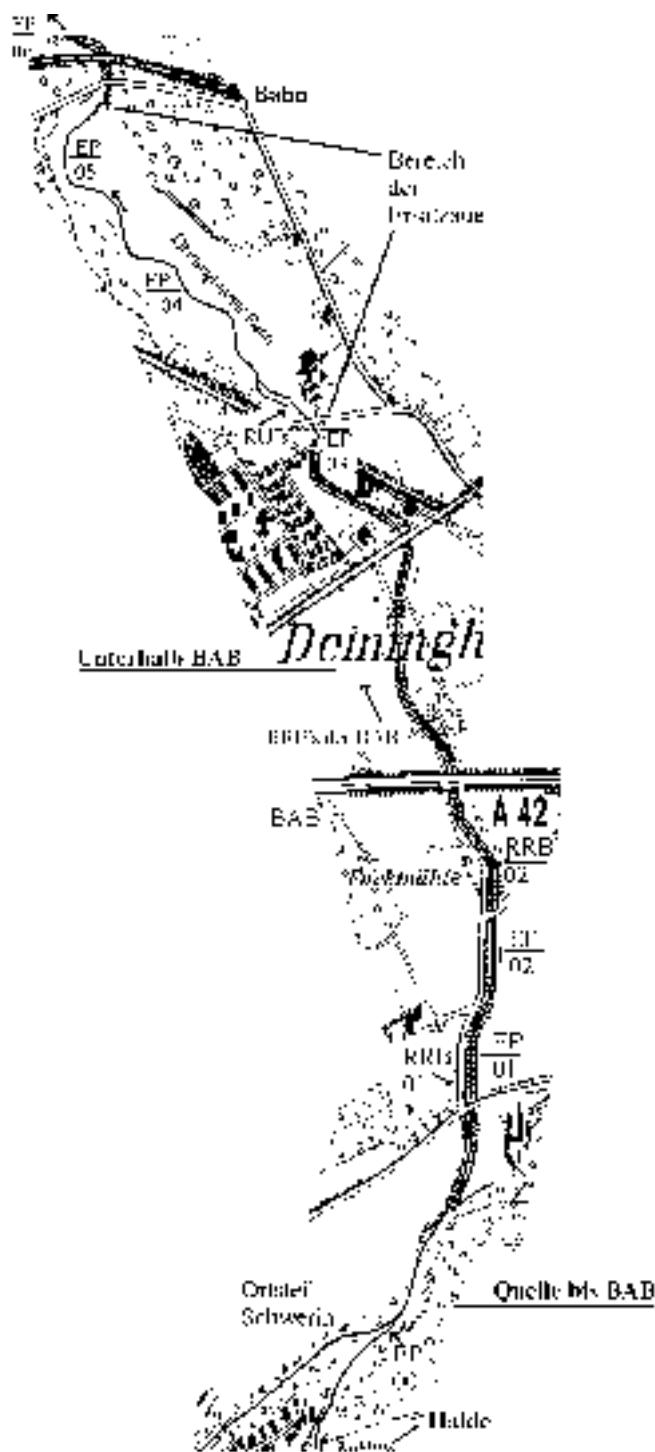
Bereits im November 1998 führte ein – im wesentlichen aus Mischwasserabschlägen bestehendes – Hochwasser (> HQ 5) zu starken Schädigungen der Sohlgleiten (Abb. 6).



Abb. 6: Hochwasserschäden (Winter 1998/99) an den Sohlgleiten des neugebauten Abschnitt des Deininghauser Baches – Indiz für fehlende Mischwasserrückhaltekapazität.

Nährstoffeintrag, mangelnde Beschattung und Algenblüten

Vor allem an den im Bereich der Ersatzaue liegenden Messpunkten (Abb. 7) waren erhöhte Konzentrationen an Gesamt-P, Nitrat und Ammonium feststellbar (Abb. 8). Die Quellen der Nährstoffeinträge dürften in den ehemaligen Ackerflächen und in den Abschlägen aus der Kanalisation liegen.



RRB – Regenrückhaltebecken RÜB – Regenüberlaufbecken
EP – Probenahmestellen

Abb. 7: Renaturierter Abschnitt des Deininghauser Baches. Lage der Mischwasserabschläge und der Untersuchungspunkte des Emscher-PLUS.

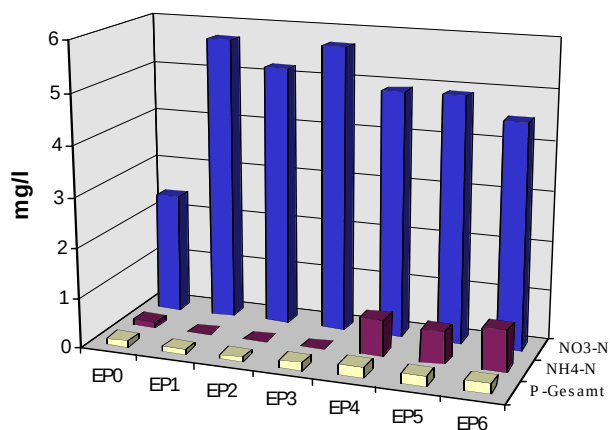


Abb. 8: Nährstoffkonzentrationen im renaturierten Abschnitt des Deininghauser Baches am 27.10.1998.

Im unbeschatteten, 1997/98 renaturierten Abschnitt kam es im Sommer 1999 zu massivem Wachstum fädiger Algen. Im August 1999 wurde, dadurch bedingt (Abb. 9), eine Sauerstoffübersättigung von bis zu 160 % gemessen (Abb. 10). In den fädigen Algenmassen setzten sich feine schwarze, faulschlammartig riechende, Schwebstoffe fest, die kanalbürtig gewesen sein dürften. Im gesamten unbeschatteten Gewässerabschnitt von 1.600 m wurde zudem eine deutliche Aufwärmung des Wassers um ca. 5° C zwischen den Messpunkten EP 03 und EP 05 festgestellt (Abb. 10). Ein besonders großer Wärmeeintrag erfolgte an den im Bereich der Sohlgleiten angelegten bzw. entstandenen großen Pools.



Abb. 9: Nährstoffbelastung: Massenentwicklung fädiger Grünalgen im neugebauten Deininghauser Bach im Sommer 1999.

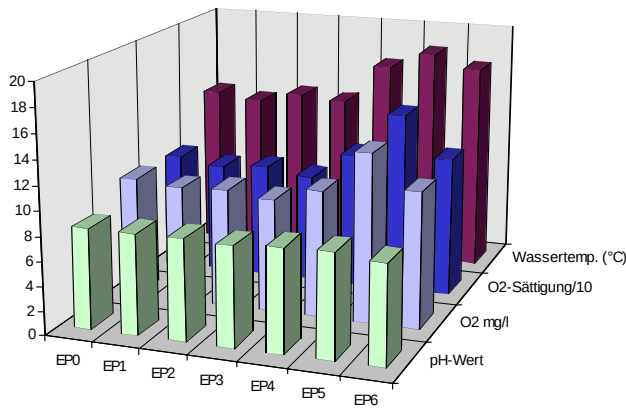


Abb. 10: Wassertemperatur und Sauerstoffhaushalt im renaturierten Abschnitt des Deininghauser Baches am 08.06.1999.

Altlastenproblematik

Ein weiteres Problem für die renaturierten Emschergewässer sind die Altlasten. Die Wasserläufe berühren in der Regel alte Bergbau- und Industriegebiete, aus denen toxische Stoffe mit unterschiedlichster Problematik über Oberflächenabfluss oder Grundwassereinspeisung in die Gewässer gelangen. Am Deininghauser Bach ist bereits der ehemalige Oberlauf betroffen (Abb. 4), der praktisch in einem künstlichen Quelltopf unterhalb einer Abraumhalde entspringt. Auswaschungen der Halde, vor allem hohe Salzfrachten (überwiegend Sulfat), gelangen in das Gewässer (Abb. 11). Die vorliegenden Salzbelastungen stammen aus einer Bergehalde des Steinkohlebergbaus. Mit zunehmendem Abfluss werden die Sulfat- und Chloridkonzentrationen verdünnt. Unterhalb der 1997/98 renaturierten

Fläche passiert der Bach weitere Altlasten. Vom Gelände einer ehemaligen Düngemittelfabrik und von einem ehemaligen Kokereigelände werden vor allem Nitrat, Ammonium, PAK, Schwermetalle, Cyanide und kokereitypische organische Verbindungen in das Gewässer eingetragen.

Entwicklung der aquatischen Biozönose

Bei Untersuchungen 1994 – 1999 wurden in den ökologisch rückgebauten Gewässerabschnitten insgesamt mehr als 70 Taxa (Tab. 2) nachgewiesen. An den oberen drei Standorten traten in der Regel etwa jeweils 20 Arten auf, an den beiden Probenahmestellen im Bereich der breiten Ersatzau wurden ca. 30 Arten gefunden. Neben einigen Arten wie *Gammarus fossarum*, *Dugesia gonocephala*, zwei Steinfliegenarten (*Amphinemoura* sp.; *Nemoura* sp.) und dem Feuersalamander, die die Schmutzwasserära in kleinen, teilweise temporären Nebengewässern überdauert haben, handelt es sich überwiegend um flugfähige Ubiquisten oder um Arten, die leicht mit Wasservögeln verschleppt werden können. Unter der Berücksichtigung der Gewässergröße und seiner isolierten Lage ist das bisher festgestellte Artenspektrum als recht umfangreich einzustufen. Allerdings fehlen die Leitarten des Löß-Lehmbaches, von den Begleitarten konnte nur *Dugesia gonocephala* nachgewiesen werden.

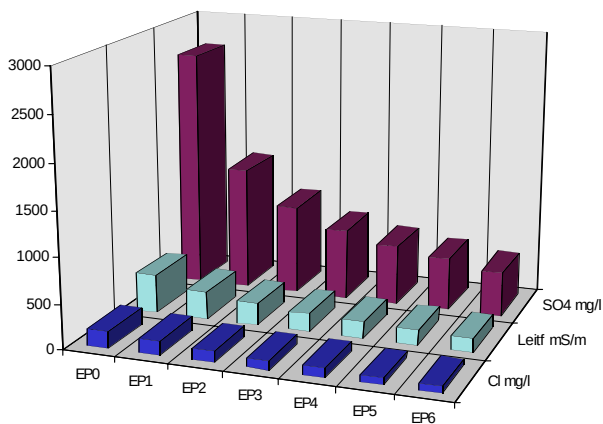


Abb. 11: Leitfähigkeit, Sulfat- und Chloridkonzentrationen im renaturierten Abschnitt des Deininghauser Baches am 08.06.1999.

Tab. 2: Besiedlung des Deininghauser Baches im ökologisch umgestalteten Abschnitt Untersuchungen des StUA Herten 1994 – 1999

Turbellaria	<i>Dugesia gonocephala</i>	Coleoptera	<i>Haliplus confinis</i> <i>Haliplus fluviatilis</i> Heliodidae Larven <i>Helodes</i> sp. <i>Helochares</i> sp. <i>Hydraena</i> sp. Hydrophilidae sp. <i>Hydroporus</i> sp. <i>Ilybius fuliginosus</i> <i>Laccobius</i> sp. <i>Laccobius biguttatus</i> <i>Laccophilus</i> sp. <i>Platambus maculatus</i> <i>Potamonectes depressus</i>
Oligochaeta	<i>Tubifex</i> sp.		
Hirudinea	<i>Glossiphonia complanata</i> <i>Helobdella stagnalis</i>		
Mollusca	<i>Gyraulus albus</i> <i>Lymnea stagnalis</i> <i>Physa fontinalis</i> <i>Physella acuta</i> <i>Potamopyrgus antipodarum</i> <i>Radix ovata</i> <i>Stagnicola glaber</i> <i>Stagnicola palustris</i>		
Amphipoda	<i>Gammarus pulex</i> <i>Gammarus tigrinus</i> <i>Gammarus fossarum</i>	Odonata	<i>Calopteryx splendens</i> <i>Ischnura elegans</i> <i>Platycnemis pennipes</i> <i>Phyrrhosoma nymphula</i>
Isopoda	<i>Asellus aquaticus</i>	Heteroptera	<i>Nepa cinerea</i>
Diptera	Chironomidae spp. <i>Chir. thummi</i> -Gruppe <i>Chir. plumosus</i> -Gruppe Simuliidae sp. <i>Odagmia ornata</i> Tipulidae sp.	Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i> <i>Cloeon dipterum</i>
Plecoptera	<i>Amphinemura</i> sp. <i>Nemoura</i> sp.	Trichoptera	<i>Hydropsyche</i> sp. <i>Hydropsyche angustipennis</i> Limnephilidae spp. <i>Limnephilus</i> spp. <i>Limnephilus auricula</i> <i>Limnephilus lunatus</i> <i>Limnephilus nigriceps</i> <i>Limnephilus rhombicus</i> Limnephilinae sp. <i>Micropterna</i> sp. <i>Plectrocnemia</i> sp. Sericostomatinae sp. <i>Sericostoma personatum</i>
Coleoptera	<i>Agabus</i> spp. <i>Agabus biguttatus</i> <i>Agabus guttatus</i> <i>Agabus undulatus</i> <i>Berosus luridus</i> Colymbetinae sp. Dytiscidae sp. <i>Dytiscus marginalis</i> <i>Elmis</i> sp. <i>Haliplus</i> sp.	Pisces	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
		Amphibia	<i>Salamandra salamandra</i>

Resümee zur ökologischen Umgestaltung des Deininghauser Baches

Der Rückbau des ehemaligen Schmutzwasserlaufes führt naturgemäß zu einer erheblichen Verbesserung von Gewässergüte und Gewässermorphologie, wenngleich sich auch die charakteristischen Formelemente eines Löß-Lehmbaches nicht eingestellt haben. In den renaturierten Abschnitten muss der Bachverlauf mehrfach an die Niveauunterschiede des Geländes angepasst werden. Somit folgen auf lange Fließstrecken mit relativ geringem Gefälle immer steile Gewässerabschnitte, die, vor allem unterhalb der Mischwasserabschläge, als lange raue Sohlgleiten mit sehr grobkörnigem, nicht standorttypischem Material ausgeführt wurden. Zur

Aufnahme der hydraulischen Belastung wurde der untere Bachabschnitt untypisch breit ausgelegt.

Für die Zukunft müssen die Probleme, die sich aus den hydraulischen und stofflichen Belastungen durch die Mischwasserabschläge ergeben und für die noch zu renaturierenden Abschnitte, die toxischen Belastungen durch Altstandorte gelöst werden. Zudem sollten längere Strecken mit bachbegleitenden Gehölzen zur Erhöhung der Beschattung und Verminderung der Gewässererwärmung bepflanzt werden. Nach Lösung der Probleme ist damit zu rechnen, dass sich im Deininghauser Bach eine stabile aquatische Biozönose, wenn auch aus mehr oder weniger anspruchslosen Arten, einstellen wird.

Läppkes Mühlenbach

Das ca. 7,5 km² große Einzugsgebiet des Läppkes Mühlenbaches verläuft an der Grenze zwischen Mülheim, Essen und Oberhausen, ca. 30 % des Einzugsgebietes sind versiegelt. Der Bachlauf kann in drei Abschnitte gegliedert werden. Die gesamte Fließstrecke des Gewässersystems (Hexbach und Läppkes Mühlenbach) beträgt ca. 5,5 km. Der untere Abschnitt des Gewässers wurde von 1919 bis 1928 in mehreren Schritten zum Schmutzwassergebinne (Abb. 12) umgebaut.



Abb. 12: Läppkes Mühlenbach: Morphologischer Zustand vor 1988. Für die Nachwelt erhaltener Abschnitt der ehemaligen Schmutzwasserrinne.

Der Oberlauf des Baches wird als Hexbach bezeichnet. Der Hexbach hat die Industrialisierung der Region als mehr oder weniger naturnahes Fließgewässer in einem von Siedlungen und landwirtschaftlicher Nutzung geprägtem Einzugsgebiet überstanden. In den seitlichen Quellzuflüssen des Hexbaches haben sogar typische Arten der Quellgebiete und Bergbäche überdauert (*Crenobia alpina*, *Crunoecia irrorata*, *Agapetus fuscipes*). Diese Quellzuflüsse sind derzeit jedoch durch naturfernen Ausbau vom übrigen Hexbach isoliert. Im weiteren Ver-

lauf wird der Hexbach derzeit von sieben Mischwasser-einleitungen aus der städtischen Mischwasserkanalisation belastet, die nach einer geplanten Sanierung auf zwei Mischwasserabschläge mit Regenrückhaltung auf ca. 300 l/s reduziert werden sollen. Die nach Planungsstand zukünftig für den gesamten Bach genehmigten Einleitungen liegen bei ca. 2.300 l/s (Tab. 3).

Tab. 3: Abschläge von Mischwasser in Hexbach und Läppkes Mühlenbach, geplanter Zustand der Sanierung des Mischwassersystems (MNQ: 23 l/s)

Bauwerk	Typ	Lage	Maximale Abschlagmengen
RÜ/RRB	M	Im Fatloh (Q _D)	135 l/s
RÜ/RRB	M	Hexberg (Q _D)	165 l/s
RÜ	M	Oberhauser Str. (Q _e)	940 l/s
RÜ	M	Frintroper Str. (Q _e)	1.098 l/s
		Gesamtmenge	2.338 l/s

Von 1988 bis 1991 wurde der Läppkes Mühlenbach von km 1,1 bis 2,9 naturnah umgestaltet (Abb. 13). Das Vorhaben galt als ein Pilotprojekt für zukünftige Renaturierungsmaßnahmen im Emschersystem, das vom Land Nordrhein-Westfalen mit ca. fünf Millionen DM gefördert wurde. Die letzten 1,1 km bis zur Emscher blieben nach wie vor als teilweise verrohrter Schmutzwasserlauf ausgestaltet. Genaue Planungen zur Umgestaltung dieses Abschnitts existieren zur Zeit noch nicht.



Abb. 13: Läppkes Mühlenbach: Ökologisch umgestalteter mittlerer Bereich

Für die ökologische Neugestaltung wurden die Betonsohlschalen entfernt und Ufer- und Gewässerbett landschaftsplanerisch umgestaltet. Auf diese Weise wurden strukturreiche Landschaftsbestandteile geschaffen, die für die Öffentlichkeit zugänglich sind und einen hohen Freizeit- und Erholungswert haben. Das gewässermorphologische Entwicklungspotenzial ist allerdings begrenzt, da der Gewässerverlauf durch Steinschüttungen festgelegt ist. Mangels möglicher Seiten- bzw. Krümmungs-erosion ist somit keine Entfaltungsmöglichkeit für eine natürliche Gewässerdynamik gegeben. Nach wie vor erfolgen Mischwasserabschläge in den Bach (Abb. 14), der für derartige Belastungen eine relativ geringe Wasserführung (MNQ: ca. 23 l/s) aufweist.

Auch am Läppkes Mühlenbach traten typische Probleme der umgestalteten Emschergewässer auf. Bereits wenige Wochen nach den abgeschlossenen Bauarbeiten war im Gewässer ein großflächiger

Fadenalgenbewuchs zu erkennen. Außerdem kam es zur Massenentwicklung von Kriebelmückenlarven. Im Ufer- und Auenbereich sowie im Gewässerbett wurden zahlreiche aus dem Kanalnetz stammende Feststoffe gefunden, die auf vorangegangene Mischwasserentlastungen zurückzuführen waren. Durch die Entlastungsereignisse wurde der Bachlauf zeitweise hydraulisch überlastet, was an der Lage der Feststoffe und an dem beeinträchtigten Uferbewuchs zu erkennen war. Diese Situation wurde auch in den darauffolgenden Jahren festgestellt.

Seit 1991 wird der Läppkes Mühlenbach einmal jährlich physikalisch-chemisch und biologisch untersucht, um die Wasserqualität und die Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft und somit den Erfolg der durchgeführten Umgestaltungsmaßnahmen zu dokumentieren. Die Allgemeinen Güteanforderungen (AGA 1991) werden hinsichtlich der Sauerstoffkonzentration, der Phosphor(gesamt)- und

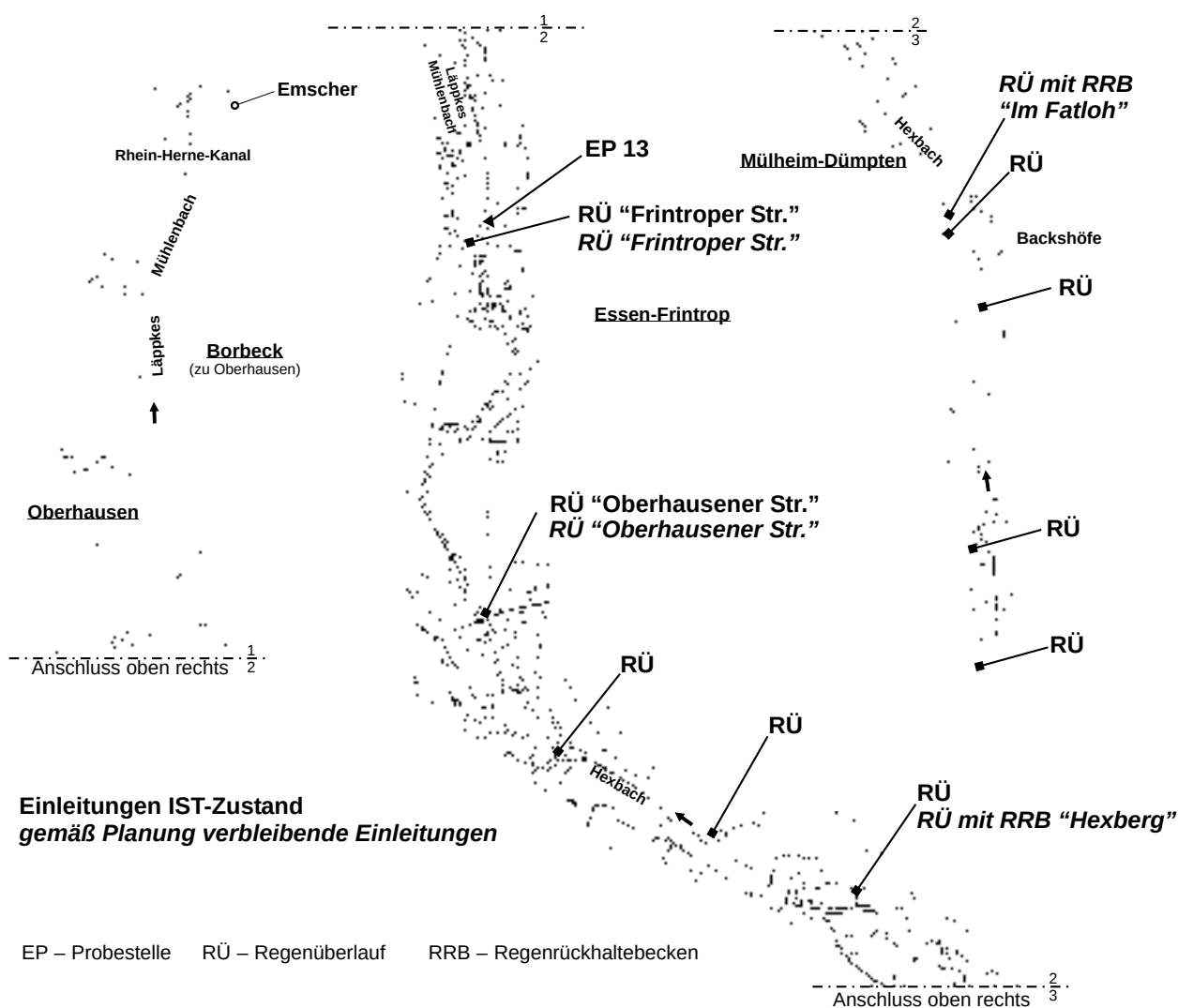


Abb. 14: Hexbach/Läppkes Mühlenbach mit Lage der Mischwassereinleitungen und der Messstelle EP 13

der NH₄-N-Konzentrationen bei mittlerem Niedrigwasserabfluss eingehalten. Die NO₃-N-Konzentrationen erfüllten dagegen mit bis zu 11,6 mg/l oftmals nicht die Zielvorgabe der AGA von ≤ 8 mg/l. In niederschlagsreichen Zeiten werden die AGA in Folge von Mischwasserentlastungen erheblich überschritten, was zur temporären organischen Belastung mit den vorgenannten Folgeerscheinungen führt. Weitere bekannte Auswirkungen sind z. B. die Schädigung des Interstitials (Zwischenlückensystem des Gewässerbodens) durch Feststoffe und die hydraulische Stresswirkung auf Organismen. Für Wasserorganismen in derart belasteten Gewässern sind akut toxische Situationen (NH₃-Stöße von ≥ 0,1 mg/l) zu erwarten (ATV 1997).

Der Läppkes Mühlenbach ist ebenfalls dem Gewässertyp des Löß-Lehmbaches zuzuordnen. Von 1991 bis 1998 wurden im ökologisch umgestalteten Gewässerabschnitt insgesamt 46 Taxa nachgewiesen (Tab. 4). Die Biozönose setzt sich sowohl aus verschmutzungstoleranten Arten (verschiedene Egelarten) als auch aus anspruchsvolleren Organismen (z. B. *Gammarus fossarum*) zusammen. Es

wurden sowohl strömungsliebende als auch für Stillwasserbereiche charakteristische Arten (z. B. Schnecken, Planorbidae) nachgewiesen.

Ausblick

Die projektbegleitenden gewässerökologischen Untersuchungen erlauben eine zeitnahe Erfolgskontrolle der Maßnahmen durch laufende Beschreibung des Ist-Zustandes. In den umgestalteten Gewässerabschnitten haben sich im Beobachtungszeitraum relativ viele aquatische Arten eingestellt, allerdings meist mit niedrigen ökologischen Ansprüchen an die Wasserqualität. Im Deininghauser Bach wurden bereits wieder 70, im Läppkes Mühlenbach 46 Taxa nachgewiesen. Die Ergebnisse und Erkenntnisse der Untersuchungen bilden eine wichtige Grundlage für den weiteren ökologischen Umbau des Fließgewässersystems der Emscher.

Die Erfahrungen aus den dargestellten Projekten am Deininghauser Bach und Läppkes Mühlenbach sind für die Planung weiterer Sanierungsmaß-

Tab. 4: Besiedlung des Läppkes Mühlenbaches im ökologisch umgestalteten Abschnitt
(Messstelle des Emscher PLUS 13) Untersuchungen des StUA Herten 1991 – 1998

Turbellaria	<i>Dugesia lugubris</i> <i>Polycelis tenuis</i>	Coleoptera	<i>Heliodidae</i> sp. <i>Hydrophilidae</i> sp. <i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>
Hirudinea	<i>Erpobdella octoculata</i> <i>Glossiphonia complanata</i> <i>Helobdella stagnalis</i>	Odonata	<i>Calopteryx splendens</i> <i>Coenagrionidae</i>
Mollusca	<i>Bithynia tentaculata</i> <i>Gyraulus albus</i> <i>Lymnea stagnalis</i> <i>Physa fontinalis</i> <i>Physella acuta</i> <i>Planorbidae</i> sp. <i>Planorbis planorbis</i> <i>Radix ovata</i> <i>Stagnicola corvus</i> <i>Pisidium</i> sp. <i>Sphaerium corneum</i>	Heteroptera	<i>Nepa cinera</i>
		Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i> <i>Baetis vernus</i> <i>Baetis</i> sp. <i>Caenis</i> sp.
		Megaloptera	<i>Sialis lutaria</i>
Amphipoda	<i>Gammarus pulex</i> <i>Gammarus fossarum</i>	Trichoptera	<i>Annitella obscurata</i> <i>Hydropsyche angustipennis</i> <i>Hydropsyche</i> sp. <i>Hydropsyche siltalai</i> <i>Hydroptilidae</i> sp. <i>Holocentropus</i> sp. <i>Limnephilidae</i> spp. <i>Metatype fragilis</i> <i>Tinodes waeneri</i>
Diptera	<i>Chironomidae</i> spp. <i>Simuliidae</i> sp. <i>Tipulidae</i> sp.	Bryozoa	<i>non det.</i>
Coleoptera	<i>Agabus</i> spp. <i>Haliphus</i> sp.	Pisces	<i>Gasterosteus aculeatus</i>

nahmen von großer Bedeutung. Sie müssen bei der Umsetzung zukünftiger Renaturierungsprojekte berücksichtigt werden, um die Effizienz der ökologischen Erneuerung der Gewässer weiter zu erhöhen. In Teileinzugsgebieten mit toxischem Gefährdungspotenzial durch Altlasten sind zusätzliche Sanierungsmaßnahmen dringend erforderlich.

Insbesondere für die Entlastungen aus den Mischwasserkanalisationen lässt sich ein weiterer Handlungsbedarf ableiten. Es reicht aus gewässerökologischer Sicht bei kleineren Gewässern nicht aus, die bautechnische Ausführung der Kanalsysteme am Stand der Emissionstechnik nach ATV 128 zu orientieren, sondern es muss zusätzlich eine gewässerseitige Bewertung der zu erwartenden Belastungen erfolgen. Die Umsetzung von weitergehenden Anforderungen an die zu bauenden Kanalsysteme liegt nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen auf der Hand.



Abb. 15: Ökologisch umgestalteter Läppkes Mühlenbach oberhalb der Messstelle EP 13 des Emscher-PLUS.

Literatur

- AGA (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer; Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden im wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren.- Runderlaß des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, Ministerialblatt NRW 42, 863-874 (1991) und LWA-Merkblatt Nr. 7, jetzt Landesumweltamt NRW, Essen 1991, 38 pp.
- ATV (1992): ATV-Arbeitsblatt A 128: Richtlinie für die Bemessung und Gestaltung von Regenwasserentlastungsanlagen in Mischkanälen, GFA-Verlag, St. Augustin.
- ATV (1993): Weitergehende Anforderungen an Mischwasserentlastungen, - Grundlagen und Vorprüfung, Korrespondenz Abwasser 40 (5), S. 802-806.
- ATV (1997): Weitergehende Anforderungen an Mischwasserentlastungen, - Grundlagen und Vorprüfung (2. Teil) sowie Hinweise zur biologischen Beurteilung mischwasserbelasteter Gewässer, Korrespondenz Abwasser 44 (5), S. 922-927.
- BORCHARDT, D. (1997): Auswirkungen von Niederschlagswasser-einleitungen auf die Fließgewässerökologie, Gewässerschutz - Wasser - Abwasser (170), 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 1997 in Aachen, S. 12/1-12/16.
- BWK (2000): Merkblatt 3: Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse, Gelbdruck, Entwurf 1999.
- IBA (1990): Internationale Bauausstellung Emscherpark Umgestaltung der Wasserläufe im Emschergebiet - Kurzgutachten und Bewertung, IBA GmbH in Zusammenarbeit mit der Emscher-genossenschaft Essen, Emscherpark Planungsgrundlagen, Bd. 2/1, Gelsenkirchen.
- LENGERSDORF, D. (1989): Die Emscher wird saniert, Umwelt 19 (11/12), S. 573-575.
- LONDONG, D. (1993). Der große Umbau im Emschergebiet, Wasser und Boden, 45 (3), S. 144-147.
- STÄWA LIPPSTADT & HERTEN (1988): Studie zur Sanierung der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet der Emscher. Interne Studie 52 S. unveröffentlicht.
- THIEL, A., MÜNZINGER, A., BRÜGGEMANN, I. UND BARTKOWIAK, M. (1994): Wiederbesiedlungsperspektiven im Emschersystem - Makrozoobenthos an ausgewählten Wasserläufen, Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1994, Bd. II, S. 582-586.
- THIESMEIER, B., RENNERICH, J. UND DARSCHNIK, S. (1988): Fließgewässer im Ballungsraum Ruhrgebiet, Ökologische Grundlagen-erhebung in der Stadt Bochum, Decheniana (Bonn) 141, S. 296-311.

3.2.7 Die Lippe im Rückblick der Güteüberwachung

Dr. Ulrich Buitkamp, StUA Lippstadt

Von der Wildnis zur Kulturlandschaft – die Lippe in ihrer Aue

Die Lippe, der letzte große Nebenfluss im rechten Einzugsgebiet des Rheins, ist ein rund 214 km langes Flachlandgewässer (mittleres Gefälle ca. 0,5 ‰) mit einem Gesamthöhenunterschied von 123 m. Das Einzugsgebiet hat an der Mündung bei Wesel eine Größe von ungefähr 4882 km².

Ursprünglich war die Lippe durch Mäander und Altwässer sowie durch Sand- und Kiesbänke gekennzeichnet. Umgestürzte Bäume und Anlandungen von Getreibsel bereicherten das Auenrelief. Es herrschte ein häufiger Wechsel von Abtrag und Anlandungen. Die Naturlandschaft der Aue bestand aus Au- und Bruchwäldern, Röhrichen, Hochstaudfluren, sumpfigen und grasigen Bereichen.

Schon zur Römerzeit wurde der Fluss als Transportweg genutzt. Später entstanden Mühlenstau durch die Wasserkraftnutzung. Bis ins Mittelalter entwickelte sich die Naturlandschaft durch die menschliche Bewirtschaftung zu einer Kulturlandschaft mit Wäldern, Hecken, Wiesen, Weiden, Brachen und Feldern. Durch Flussregulierungen wurde der Verlauf der Lippe seit dem 19. Jahrhundert stark verkürzt und durch Wehre und Stauhaltungen zerstückelt. Aus dem landschaftsgestaltenden Fluss entstand ein von seiner Aue isolierter Flussschlauch, der seiner formenden Kraft weitgehend beraubt ist.

Der zunehmende Bevölkerungsdruck und die Technisierung der Landwirtschaft im 20. Jahrhundert führte zu einem starken Wandel in der Landschaft an der Lippe. Aufgrund unterschiedlicher Besiedlungsdichte und Gewässernutzungen wird das Einzugsgebiet in einen oberen und einen unteren Abschnitt unterteilt. Das obere Lippegebiet erstreckt sich bis Hamm. Dieses Teileinzugsgebiet wird zu zwei Dritteln landwirtschaftlich genutzt und ist vergleichsweise dünn besiedelt. Als wirtschaftliche Schwerpunkte sind hier die Räume Paderborn und Lippstadt anzusprechen.

Das untere Lippegebiet (ab Hamm) ist durch die hohe Einwohnerdichte des Ruhrgebiets und eine

entsprechend intensive Nutzung des Flusses geprägt. Bei einer Wasserführung von über 10 m³/s wird in Hamm das Wasser der Lippe in den Datteln-Hamm-Kanal übergeleitet, um das westdeutsche Kanalnetz mit Wasser anzureichern. Diese Maßnahme ist für den Betrieb der Schleusen und zum Ausgleich von Versickerungs- und Verdunstungsverlusten erforderlich. Umgekehrt wird die Lippe aus dem Kanalsystem mit Wasser versorgt, wenn in Trockenzeiten ein Abfluss von 10 m³/s unterschritten wird.

In die untere Lippe entwässern die Städte Hamm, Lünen, Dortmund-Scharnhorst (über die Seseke), Kamen, Haltern, Marl und Dorsten. Durch Abwärmeeinleitungen einiger Kraftwerke erhöht sich die Wassertemperatur über das natürliche Maß hinaus. Ferner erfährt der Fluss ab Hamm eine deutliche Steigerung der Salzbelastung aus dem Bergbau. Daneben spielen an der Lippe auch andere Nutzungsformen, wie Freizeit und Erholung, eine große Rolle.

Die Entwicklung der Wasserqualität der Lippe seit 1970

Der Wiederaufbau nach dem Zweiten Weltkrieg führte zunehmend zu Problemen für den Umwelt- und Naturschutz. Zwar wurden Flüsse schon seit Ende der 50er Jahre auf ihren Grad an Verschmutzung mit organischen, leichtabbaubaren Stoffen untersucht. Doch einerseits waren sowohl Untersuchungsintensität und -umfang als auch Methoden und Bewertungsgrundlagen nicht bundesweit einheitlich und andererseits zog die Feststellung von Missständen nicht zwangsläufig Verbesserungsmaßnahmen nach sich. Es fanden also wassermengenwirtschaftliche Aspekte weitaus mehr Interesse als wassergütwirtschaftliche. Die Diskussionen um den Ausgleich von Ökonomie und Ökologie führten erst Anfang der 70er Jahre zu Umweltberichten und Umweltprogrammen der Bundesregierung, begleitet von nationalen Wassergesetzen und internationalen Abkommen. Die Anstrengungen wirkten sich in ihrer Gesamtheit bundesweit positiv auf den Gütezustand der Gewässer aus.

Tab. 1: Makrozoobenthos der Lippe im Bereich des VEW-Kraftwerks Schmehausen (1996 – 1999)
(Angabe sind rel. Häufigkeitsstufen von 1 – 7 gem. DIN 38 410 Teil 2)

Grün: Funde nur oder überwiegend oberhalb der Einleitung, mindestens aspektbildend (= Häufigkeitsstufe 3)																										
Blau: Funde nur oder überwiegend unterhalb der Einleitung, mindestens aspektbildend (= Häufigkeitsstufe 3)																										
Messstellen		oberhalb Kraftwerk Schmehausen												unterhalb Kraftwerk Schmehausen												
		uh. Wehr Kesseler			oh. KA Lippe- tal	uh. KA Lippe- tal		Brücke Lippborg				uh. Wehr Uentrop					Haus Haaren				Bad Hamm					
Taxon	24.07.96	08.07.97	23.08.99	24.07.96	30.04.97	24.07.96	30.04.97	24.07.06	30.04.97	12.05.98	26.11.98	23.08.99	30.07.96	08.04.97	08.07.97	04.11.97	12.05.98	30.07.96	05.05.97	12.05.98	26.11.98	26.08.99	30.07.96	05.05.97	14.05.98	26.11.98
Bryozoa (Moostierchen)																										
Bryozoa non det.																		3								
Fredericella sultana																				4						
Plumatella spp.			3										5			3	3		3							3
Turbellaria (Strudelwürmer)																										
Dugesia gonecephala		3	3			3																				
Dugesia lugubris	4	3	2			4		3				2	2													
Dugesia polychroa					2				2																	
Dugesia tigrina	4		2										5	2			2	4		2			4		3	2
Polycelis tenuis	4			5	2	5		4	2		2															
Oligochaeta (Wenigborster)																										
Branchiura sowerbyi																2						3			1	2
Limnodrilus spec.					2		1		1								2							3		3
Lumbriculus variegatus					2		2																			
Stylaria lacustris											2	2	3		3		3	3	3	2	2					2
Tubificidae		2	2		2		2		2	4						2	2				1					
Hirudinea (Egel)																										
Erpobdella octoculata	2	2	3	2	1	2	1	2			1	2														
Glossiphonia complanata		2	2			2																				
Gastropoda (Schnecken)																										
Acroloxus lacustris		2					2									2				1						
Ancylus fluviatilis		4				2																				
Anisus vortex				3				4																		
Bithynia tentaculata	4	4	3	4		2		2				3				2										
Gyraulus albus				2				4	1																	
Physa fontinalis	3						2																			
Physella acuta													4	4	4	2	3	2	3	3		2	3	2	3	2
Radix peregra	2			2									4					3								
Theodoxus fluviatilis	4	5	4	4		4		4	2	2	3		5		5	5	2									
Valvata piscinalis	3			4		2	3	4	4								2									
Bivalvia (Muscheln)																										
Corbicula fluminea													2		2	3		3					4	3	3	3
Pisidium sp.	3	2	4	3	4	2	4	3		2	2				2		2									
Sphaerium corneum	3	4	3	4		3		3		2			2		2				2							
Crustacea (Krebse)																										
Asellus aquaticus	4	3		5	4	4	3	3	2	2	3	2	2					3					5	6	4	3
Corophium curvispinum																							5	3	3	2
Echinogammarus berilloni	5	4	6	5	5	5	4	3	4	2	4	3	3	3	2	2		2						3		
Gammarus pulex										3		3											2			
Gammarus roeseli								3	2	4	3	3														
Gammarus tigrinus														3											3	4
Orconectes limosus																						4			3	

Tab. 1: Makrozoobenthos der Lippe im Bereich des VEW-Kraftwerks Schmehausen (1996 – 1999)
(Angabe sind rel. Häufigkeitsstufen von 1 – 7 gem. DIN 38 410 Teil 2) — Fortsetzung —

Grün: Funde nur oder überwiegend oberhalb der Einleitung, mindestens aspektbildend (= Häufigkeitsstufe 3)																											
Blau: Funde nur oder überwiegend unterhalb der Einleitung, mindestens aspektbildend (= Häufigkeitsstufe 3)																											
Messstellen		oberhalb Kraftwerk Schmehausen										unterhalb Kraftwerk Schmehausen															
		uh. Wehr Kesseler		oh. KA Lippe- tal	uh. KA Lippe- tal	Brücke Lippborg				uh. Wehr Uentrop				Haus Haaren				Bad Hamm									
Taxon	24.07.96	08.07.97	23.08.99	24.07.96	30.04.97	24.07.96	30.04.97	24.07.06	30.04.97	12.05.98	26.11.98	23.08.99	30.07.96	08.04.97	08.07.97	04.11.97	12.05.98	30.07.96	05.05.97	12.05.98	26.11.98	26.08.99	30.07.96	05.05.97	14.05.98	26.11.98	
Ephemeroptera (Eintagsfliegen)																											
Baetis rhodani			4																								
Baetis scambus		3	3			3						4	2		3		3	2	5					2	3		
Baetis vernus		3	4		3	2	4		4	4	3	3	2	4			2	2			2						
Caenis sp.	3	2		3		4	3	4			2	2	3		2		2	5	4	2	2			4	4	2	2
Centroptilum luteolum	3		3	3		3	5	2	5	4	3	2							4	3	5	2				3	
Cloeon dipterum								4			2										2					2	2
Ephemerella danica					2		2																				
Ephemerella ignita	4	5		3		3				2							2		3								
Habrophlebia sp.									2																		
Heptagenia sulphurea		2	5		2		2		2			3					3			2							
Odonata (Libellen)																											
Calopteryx splendens	3				4		3		2	2		2	2		2			2	2			2					
Coenagrionidae									2							2					2					4	
Ischnura elegans				2		2		3										3	2								
Platycnemis pennipes	2				2	3	3	2		3		2					1	2	2	4	2	4			3	3	
Megaloptera (Schlammfliegen)																											
Sialis lutaria				1		1		3															2				
Trichoptera (Köcherfliegen)																											
Ecnomus tenellus																		3							3		
Ceraclea sp.			2																								
Cyrnus trimaculatus																								3			
Holocentropus sp.															2		2			4	2	2				3	2
Hydropsyche sp.			4																								
Hydroptilidae	3	4	2		2	4	3		3	2			2	3			3		3		2		2	2			
Lepidostoma hirtum		2				2																					
Leptoceridae	2	5		2	2		3	2							3				2								
Limnephilidae				2														1		2							
Polycentropus flavomac.											2																
Diptera (Zweiflügler)																											
Atherix ibis					3																						
Ceratopogonidae							2		3											2					2		
Chironomidae	2	2	2	2	3	2	3	3	3	4	3	3	3	3	2	2	4	2	3	6	3	3	2		5	4	
Simuliidae		4	3			2					4							2			3						
Rheotanytarsus sp.			4																								
Coleoptera (Käfer)																											
Brychius elevatus	2		1			3	3																				
Elmis sp.	2	4	1	3	2	2	1	2																			
Haliplus sp.				1				4																			
Oulimnius tuberculatus	2									2		2															
Orectochilus villosus						2		2	1	1																	
Summe der Taxa	24	24	25	22	19	25	26	23	21	16	16	17	18	7	13	11	17	17	15	11	15	8	12	10	17	14	
Durchschnittl. Taxa	22												13														

Dieser geschichtliche Hintergrund lässt sich einerseits anhand der Art der amtlichen Gewässeruntersuchung und andererseits anhand der Qualitätsentwicklung der Lippe beispielhaft nachvollziehen: So wurden in den 60er Jahren und der ersten Hälfte der 70er Jahren nichtbehördliche Laboratorien und Institutionen mit jährlichen Gewässergüteuntersuchungen beauftragt. Bewertungen erfolgten seinerzeit noch in erster Linie anhand chemischer Stichproben. Biologische Befunde wurden nur am Rand berücksichtigt und dienten eher zur Plausibilitätskontrolle. Die in der Abbildung 6 wiedergegebenen farblichen Gütedarstellungen der Jahre 1970 und 1974 geben also die ungefähre Situationen wieder, da die damaligen Ergebnisse rekonstruiert werden mussten.

Biologische Güteuntersuchungen des gesamten Verlaufs der Lippe durch ein behördliches Labor wurden ab 1977 vom damaligen Staatlichen Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft Lippstadt regelmäßig durchgeführt.

Schon die frühen Erhebungen zeigten, dass der Fluss hinsichtlich seiner Wasserqualität grob in zwei Abschnitte zu unterteilen ist. Belastungsschwerpunkte der oberen Lippe (Quelle bis Hamm) waren bis 1981 die Kläranlagen von Paderborn (damals noch an der Pader gelegen) und Lippstadt. Die relativ raschen Sanierungserfolge führten hier bald zu einer stabilen Güteklasse II (mäßig belastet). Seit Anfang der 80er Jahre fließt die Lippe bei Paderborn-Sande durch einen durch Auskiesung entstandenen Baggersee, so dass der für Fließgewässer typische Faktor „gerichtete Strömung“ entfällt. Die damit verknüpften Konsequenzen werden weiter unten dargestellt.

War bis etwa 1975 die untere Lippe, beginnend ab Hamm bis zur Mündung in den Rhein, von starker und stärkster Verschmutzung durch kommunale und industrielle Abwässer geprägt, so setzte etwa ab 1976 ein langsamer Prozess schrittweiser Verbesserungen ein, der bis in die heutige Zeit anhält.

Einige der wichtigsten Maßnahmen, die seit 1970 zum jetzigen Qualitätszustand der Lippe beigetragen haben, sind:

- 1970 – 1975:
Kläranlage Dattelner Mühlenbach (1973), Anschluss der Hella-Werke in Lippstadt an die

Schmutzwasserkanalisation (1974), umfangreiche Abwasservorbehandlungsmaßnahmen verschiedener Industriebetriebe an der unteren Lippe.

- 1976 – 1980:
Anschluss der Benteler Werke, Paderborn-Talle, an Schmutzwasserkanal (1980), Behandlung der Betriebsabwässer der Hella-Werke Lippstadt (1978), Kläranlage Dorsten (1977), Kläranlage Waltrop (1980).
- 1981 – 1985:
Kläranlage Herten-Westerholt (1981), Gruppenklärwerk in Paderborn-Sande (1981), Abwasserreinigung der Hefefabrik Moormann, Lünen (1982), Verbesserung der Kläranlage der Fa. Dupont de Nemours in Hamm (1983), Stilllegung des Stahlwerks Benteler Werke in Schloss Neuhaus (1985).
- 1986 – 1990:
neue Kläranlage Lippstadt (1986), Anschluss der Hefefabrik Moormann, Lünen, an die Schmutzwasserkanalisation (1986), Kläranlage Hamm-Mattenbecke (1986), diverse Regenrückhaltemaßnahmen in Hamm (1986), Erweiterung der Kläranlage Dattelner Mühlenbach (1986), Schließung der Kokerei Ruhrgas in Dorsten (1986), Erweiterung der Kläranlage Werne (1988).
- 1991 – 1995:
Kläranlagen Haltern-West und Marl-Ost (1992), Reduzierung der Regenentlastung der Fa. Rethmann (1994), Erweiterung der Kläranlage Marl-West (1994), die Belastung durch die Abwässer der Chemischen Werke Hüls (heute Hüls AG), Marl, wird von 1978 bis 1994 kontinuierlich reduziert.
- 1996 – 1999:
Im Seseke-Einzugsgebiet neue Kläranlage Dortmund-Scharnhorst sowie Hochwasserrückhaltemaßnahmen (1996), Erweiterung der Kläranlage Lippstadt (1997), seit 1999 Außerbetriebnahme der Kläranlage Herringer Bach (Mündungskläranlage) und Inbetriebnahme der Kläranlage Hamm-West.

Die erste Beeinträchtigung erfährt die Lippe nach wie vor durch das vom Kraftwerk Schmehausen bei Hamm zu Kühlzwecken entnommene Wasser, das dem Fluss stark erwärmt wieder zugeführt wird. Die unnatürliche Wärmebelastung führt zu einer spürbaren Veränderung der Organismenbesiedlung. Die auffälligsten Besiedlungsunterschiede sind in Tabelle 1 dargestellt, aus der ein deutlicher „Faunenschnitt“ in der Lippe erkennbar wird: Es ändert sich nicht nur die Zusammensetzung der Arten, sondern unterhalb der Einleitung verschwinden zunächst ganze Organismengruppen (Käfer, Egel). Die Taxazahlen bleiben bis Hamm reduziert. Diese Änderungen gehen in die Saprobienindex-Ermittlung nicht ein und Defizite werden aus der herkömmlichen Gütekarte deshalb nicht erkennbar, weil eine Belastung mit leicht abbaubaren organischen Stoffen nicht vorliegt.

Als empfindlich gegenüber der Temperaturerhöhung zeigen sich die Strudelwürmer *Dugesia gonocephala*, *Dugesia lugubris* sowie *Polycelis tenuis*. Unter den Schnecken finden sich nur *Ancylus fluviatilis*, *Bithynia tentaculata* und *Valvata piscinalis* in größeren Individuenzahlen oberhalb des Kraftwerks. Ferner lassen sich die Bachflohkrebse *Gammarus pulex* und *Gammarus roeseli* unmittelbar unterhalb der Einleitung nicht nachweisen, ebenso wenig die verschmutzungstolerante Wasserassel *Asellus aquaticus*, die erst im weiteren Verlauf zu größeren Bestandsdichten gelangt. Desgleichen fehlen die Eintagsfliegen *Ephemera danica* und *E. ignita*.

Andere Gruppen scheinen das erwärmte Wasser zu bevorzugen: Das Moostierchen *Plumatella* sp., der Borstenwurm *Stylaria* sp., die Schnecken *Physella acuta* und *Radix peregra*.

Ferner sind hier Neozoen nachzuweisen: die Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* sowie die Flohkrebse *Gammarus tigrinus* und *Corophium curvispinum*. Die Schnecke *Theodoxus fluviatilis* reagiert ebenso wie der Flohkrebs *Echinogammarus berilloni* wenig empfindlich gegenüber der erhöhten Temperatur. Vielmehr dürfte das Verschwinden der Arten ab Hamm der hier einsetzenden Salz- und Abwasserbelastung zuzuordnen sein.

Die im Laufe der Jahre veränderte Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft lässt sich an bestimmten Gewässerabschnitten nachweisen. Für eine tabellarische Übersicht (Tab. 2) wurden vier Messstellen gewählt, die die dort jeweils

typische Gütesituation widerspiegeln. Diese Messstellen liegen

- oberhalb der Stadt Lippstadt, unterhalb der Mündung des Brandenbäumer Bachs (Abb. 1): Hier ist der Übergang von der Salmoniden – in die Cyprinidenregion zu lokalisieren. Die Abwasserlast ist gering, die organismische Besiedlung ist reichhaltig.



Abb. 1: Lippe unterhalb Mündung des Brandenbäumer Bachs

- an der Brücke bei Lippetal-Lippborg (Abb. 2): Der Fluss hat hier die Abwässer von Lippstadt und Lippetal aufgenommen, befindet sich aber in der Regel noch in der Güteklasse II. Die Messstelle kennzeichnet den Abschnitt, der von den Beeinträchtigungen durch den Ballungsraum Ruhrgebiet noch unbeeinflusst ist.



Abb. 2: Blick von der Lippe – Brücke bei Lippetal-Lippborg

Tab. 2: Makrozoobenthos ausgewählter Messstellen der Lippe 1963 – 1999

(Angaben in Häufigkeitsstufen von 1 – 7 (DIN 38410 T2); Daten von 1963/64 nach Ant (1966); einmalige Einzelfunde sind unberücksichtigt)

	uh. Brandenb. Bach				Brücke Lippborg				uh. Schmehausen				uh. Seseke-Mdg.			
TAXA	1963/64	1986	1993	1999	1963/64	1986	1993	1999	1963/64	19896	1993	1999	1963/64	1986	1993	1999
Bryozoa (Moostierchen)																
Bryozoa non det.										4				3		
Porifera (Schwämme)																
Spongillidae					2				2	3	2			3	3	2
Turbellaria (Strudelwürmer)																
Dendrocoelum lacteum		2	2		1	3			1							2
Dugesia gonocephala		3	3	4		2										
Dugesia lugubris					2	2	2	2	1						1	
Dugesia tigrina						4				5						5
Planaria torva					3				2							
Oligochaeta (Wenigborster)																
Tubifex spp.				4									3			5
Limnodrilus spp.			2				3									
Lumbriculidae										2		1				2
Naididae								2								5
Hirudinea (Egel)																
Erpobdella octoculata		3	3	2	1			2					1			
Erpobdella testacea																
Glossiphonia complanata		2	2		2	2			1				1		1	
Glossiphonia heteroclita					1				1							
Helobdella stagnalis					1				1					3	5	3
Piscicola geometra				2												
Theromyzon tessulatum								1								
Gastropoda (Schnecken)																
Acrolloxus lacustris											2			3		
Ancylus fluviatilis	4	3	3			2			1							
Bithynia tentaculata					1	3	3	3		6						
Dreissena polymorpha															2	
Physa fontinalis		2	3						2							
Physella acuta											3		1	2	3	
Potamopyrgus antipodarum			3													3
Radix ovata									2							
Theodoxus fluviatilis		4	4		1	3		3		6		2				
Bivalvia (Muscheln)																
Pisidium spp.			2	2			2	2								
Sphaerium corneum		3	3	2		4				2						
Crustacea (Krebse)																
Asellus aquaticus		3	2	1	3	2	2	2	1				4	7	7	6
Corophium spp.																2
Echinogammarus berilloni	3	5	6	6	3	4		3				3				
Gammarus pulex	6				4	4			4							
Gammarus roeseli							3	3			2					
Gammarus tigrinus															2	5

Tab. 2: Makrozoobenthos ausgewählter Messstellen der Lippe 1963 – 1999

(Angaben in Häufigkeitsstufen von 1 – 7 (DIN 38410 T2); Daten von 1963/64 nach Ant (1966); einmalige Einzelfunde sind unberücksichtigt) – Fortsetzung –

	uh. Brandenb. Bach				Brücke Lippborg				uh. Schmehausen				uh. Seseke-Mdg.			
TAXA	1963/64	1986	1993	1999	1963/64	1986	1993	1999	1963/64	1986	1993	1999	1963/64	1986	1993	1999
Ephemeroptera (Eintagsfliegen)																
Baetis rhodani		1		4												
Baetis vernus		1	6	4	1	3		3						2		
Baetis scambus			2	2				4				3				
Caenis spp.								2			5	2				3
Centroptilum luteolum				2			3	2			2					
Cloeon dipterum											2				1	
Ephemerella danica				4												
Ephemerella ignita			4													
Heptagenia sulphurea				3	1			3				1				
Odonata (Libellen)																
Calopteryx splendens								2			2					
Calopteryx virgo										4						
Ischnura elegans																
Platycnemis pennipes					1			2		4						
Heteroptera (Wanzen)																
Plea minutissima											3					
Megaloptera (Schlammfliegen)																
Sialis fuliginosa							2									
Sialis lutaria							3									
Trichoptera (Köcherfliegen)																
Anabolia nervosa																
Cynurus trimaculatus											2					
Hydropsyche spp.		2	2			2				2						
Limnephilidae			2													
Plectrocnemia sp.				2												
Polycentropus flavomaculatus						3		2				2				
Diptera (Zweiflügler)																
Chironomidae			2	2		2		3			4	3		7		6
Chironomus thummi/plumosus													4	3	4	2
Rheotanytarsus spp.					2		3					2				
Simuliidae				3								2				
Coleoptera (Käfer)																
Brychius elevatus							2									
Elmis spp.			2	2		2	2									
Laccophilus spp.											2					
Limnius volckmari				2												
Oulimnius tuberculatus				2				2								
Anzahl der Taxa	3	13	20	20	17	17	12	20	12	10	12	10	6	9	10	14

- unterhalb des Wehres Uentrop (Abb. 3): Die erste durchgreifende Änderung der Benthosbiozönose erfolgt hier durch die künstliche Gewässererwärmung durch das VEW-Kraftwerk Schmehausen oberhalb von Hamm. Die organische Belastung ist aber noch mäßig.



Abb. 3: Lippe unterhalb des Wehres Uentrop

- unterhalb der Mündung der Seseke (Abb. 4): Die Seseke entwässert als Schmutzwasserlauf den Nordwesten von Dortmund sowie die Einzugsgebiete der Städte Unna und Kamen und mündet über eine Flusskläranlage bei Lünen in die Lippe. Die Lippe hat hier – neben der Salzbelastung aus dem Bergbau – auch die stärkste Abwasserbelastung zu verkraften. Zur Zeit werden aufwändige Abwasserreinigungs- und Hochwasserrückhaltmaßnahmen durchgeführt, deren Auswirkungen bereits spürbar sind.



Abb. 4: Lippe in Lünen, unterhalb der Mündung der Seseke

Interessant ist hier besonders die positive Veränderung des Artenspektrums der Lippe unterhalb der Seseke-Mündung: Die stetige Zunahme der Taxazahlen ist mit dem Rückgang der Individuenzahlen verschmutzungstoleranter Formen verknüpft. In den 70er Jahren war dagegen der gesamte Unterlauf der Lippe ab der Seseke-Mündung bis zur Mündung in den Rhein von teils meterlangen Zotten fädiger Algen (*Cladophora* sp.) gekennzeichnet, die fast ausschließlich von großen Mengen von Wasserasseln (*Asellus aquaticus*) und roten Zuckmückenlarven (*Chironomidae*) besiedelt waren. Lange Zeit schien der Zustand der Seseke als Schmutzwasserlauf, dessen mitgeführte ungeereinigte kommunale und industrielle Abwässer noch in einer Mündungskläranlage eher unzureichend behandelt werden, unabänderlich zu sein. Doch seitdem ein großer Teil des in den 80er Jahren begonnen „Seseke-Programms“ umgesetzt wurde, entspannt sich die Situation auch in der Lippe.

Die Qualitätsverbesserung zeigt sich hier auch in der tendenziellen Abnahme des Gehaltes an Ammonium, einem Abbauprodukt von Eiweißverbindungen (Abb. 5): Sowohl die 90-Perzentil- als auch die 50-Perzentilwerte haben sich in den letzten fünf Jahren verringert. Vereinfacht besagen diese Kenndaten, dass 50 % bzw. 90 % aller gemessenen Einzelwerte den angegebenen Zahlenwert nicht überschreiten.

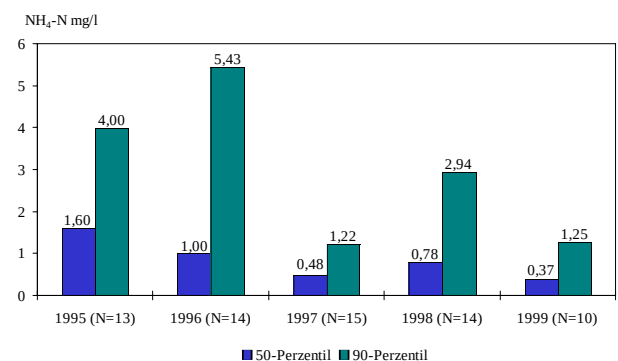


Abb. 5: Entwicklung der Ammonium-Konzentration in der Lippe bei Lünen unterhalb der Seseke-Mündung (1995 – 1999)

Einen guten Eindruck von den Erfolgen von Abwasserreinigungsmaßnahmen in ihrer Gesamtheit gibt die Abbildung 6, in der die Gewässergüteentwicklung zwischen 1970 und heute farblich dargestellt ist.



Abb. 6: Entwicklung der Gewässergüte der Lippe zwischen 1970 und 1999

Das Lippeauenprogramm und das Pilotprojekt „Klostermersch“

Erst in den letzten Jahren hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass naturnahe Flussauen nicht nur ökologisch, sondern durch ihren effektiven Hochwasserschutz auch ökonomisch sehr wertvoll sind. Seit 1990 versucht daher das Land NRW, im Rahmen des Gewässerauenprogramms Flussauen und Gewässernetze als die natürlichen Lebensadern der Landschaft zu erhalten und zu reaktivieren. Das Land beauftragte das Staatliche Umweltamt Lippstadt (oberer Gewässerabschnitt) sowie den Lippeverband (unterer Gewässerabschnitt) mit der Umsetzung des Lippeauenprogramms. Es hat

zum Ziel, von Bad Lippspringe bis zum Rhein die Durchgängigkeit der Lippe für Organismen durch Rück- oder Umbau der Wanderbarrieren und die Entwicklung breiter, naturbelassener Uferstreifen wiederherzustellen. Dabei werden Elemente der Naturlandschaft und der historischen Kulturlandschaft verbunden, da diese Kombination einem Höchstmaß an ökologischer Vielfalt entspricht und eine Einbeziehung der vor Ort wirtschaftenden Menschen ermöglicht.

Im Rahmen des Lippeauenprogramms wurde 1996 – 1997 die Lippe unterhalb von Lippstadt auf ca. 2 km naturnah umgestaltet. Bei Baumaßnahmen dieses Pilotprojekts wurden Uferbefestigungen ent-

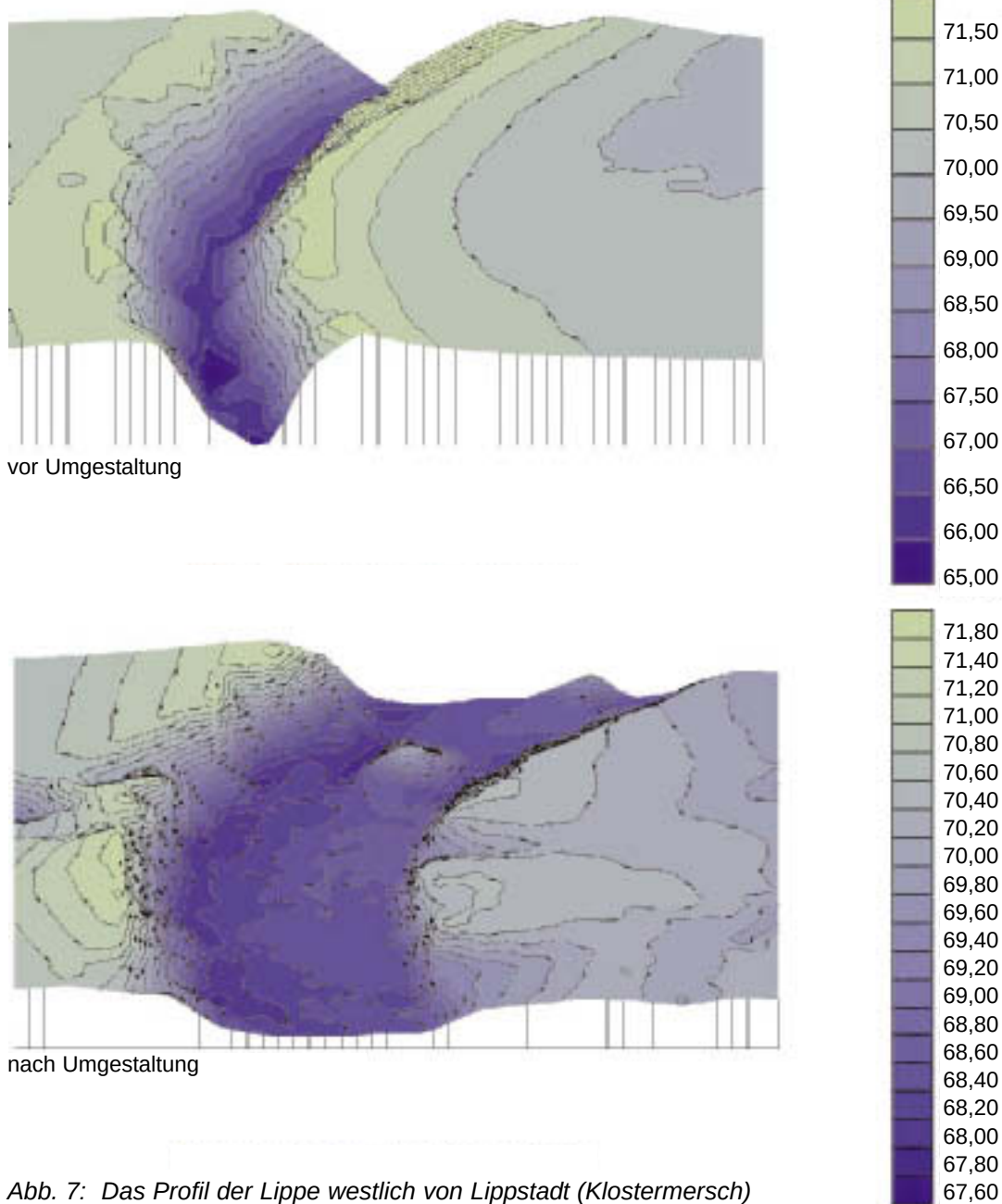


Abb. 7: Das Profil der Lippe westlich von Lippstadt (Klostermersch)

fernt und der Fluss erhielt wieder ein natürliches, breites und flaches Flussbett (Abb. 7). Jetzt kann der Fluss sein Gerinne wieder selbst gestalten. Durch die Anhebung der Flusssohle und des Wasserspiegels wird die Aue zukünftig wieder durch ein Mosaik von Auwäldern und offenen Bereichen geprägt sein. Für diese Naturentwicklung werden als kostengünstige „Landschaftspfleger“ die Heckrinder eingesetzt. Sie sind eine Rückzüchtung der Auerochsen, die vor Beginn der menschlichen Besiedlung in den mitteleuropäischen Auen lebten. Das Naturschutzgebiet „Klostermersch“ ist Lebensraum vieler bedrohter Tiere wie Flussregenpfeifer und Quappe. An Steilufern können Eisvögel und Uferschwalben brüten. Weitere Informationen befinden sich bei DETERING et. al. (1989).

Für den unteren Lippe-Bereich hat der Lippeverband ein Auenprogramm vorgelegt und setzt die Maßnahmen an zehn Flussabschnitten um. Dies erfolgt im Wesentlichen im Rahmen der Gewässerunterhaltung. Jedoch sind auch flussbauliche Umgestaltungen erforderlich, die zuerst in dem etwa 13 km langen Abschnitt zwischen dem Wehr Werne-Stockum und dem Wehr Lünen-Beckinghausen realisiert werden. Hier sind bereits etwa 50 % der für die Umgestaltung erforderlichen Auenflächen im Besitz der öffentlichen Hand. Als erste Maßnahmen sollen Wehre und Staustufen so umgebaut werden, dass die naturnahe Flussdynamik wiederhergestellt wird. Die Maßnahmen zur Durchgängigkeit des Wehrs Lünen-Beckinghausen sind bereits abgeschlossen. Die Arbeiten am Wehr in Hamm-Uentrop stehen vor dem Abschluss und die Umgehung des Wehres Hamm ist in Planung. Es wird angenommen, dass der Umfang der Umbaumaßnahmen an der Lippe bis zur Vollendung einen Zeitraum von einer Generation erforderlich machen wird.

Der Lippe-See bei Paderborn

– ein Problem für die Lippe –

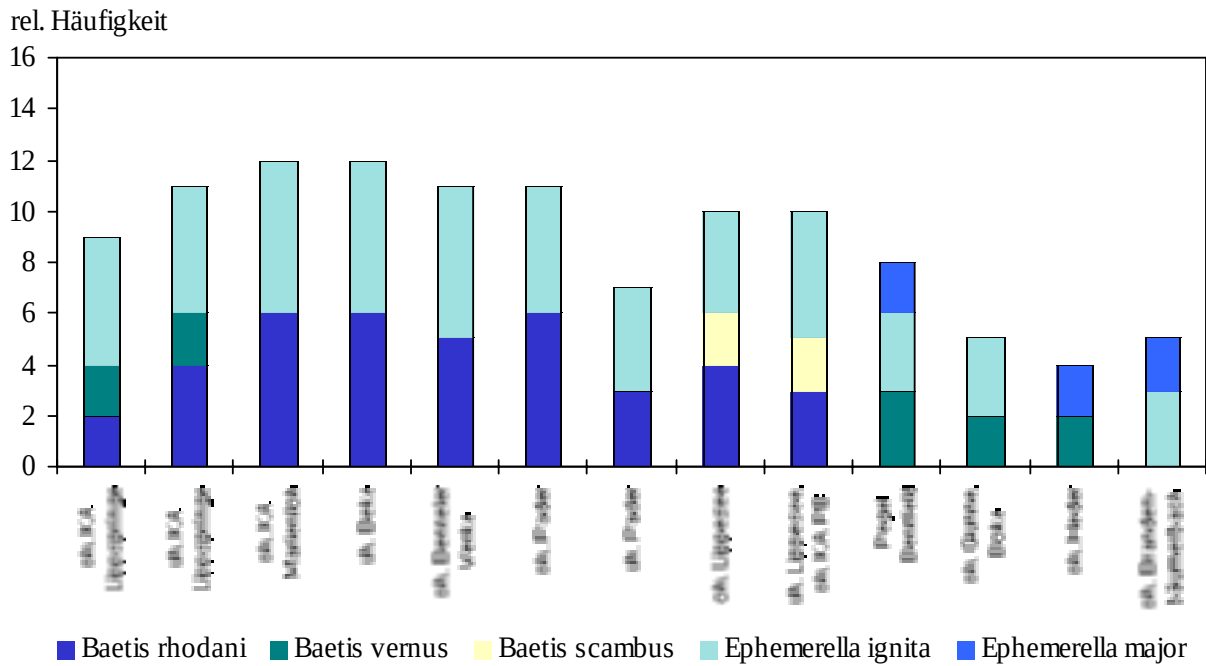
Im Zuge der Sand- und Kiesgewinnung sind in den 60er Jahren bei Paderborn-Sande in unmittelbarer Nähe zur Lippe mehrere Baggerseen entstanden, die schließlich zu einem großen See zusammengefasst wurden, dem Lippe-See. Es lag nahe, die Lippe durch den neuen See hindurchzuleiten, so dass in den 80er Jahren ein Flussstau mit dem

Charakter einer Talsperre entstand. Heute hat der See eine Wasserfläche von etwa 70 ha bei einer Länge von etwa 2 km und einer Breite von 600 m. Er hat sich zu einem überregionalen Freizeitsee entwickelt. Über die Zahnschwelle eines Auslaufbauwerks fällt die Lippe heute mehrere Meter tief, um ihren Lauf fortzusetzen.

Bald bestätigten sich jedoch die von Kritikern vorausgesehenen negative Auswirkungen der Durchleitung des Flusses durch den See:

- Alle aus dem Oberlauf mitgeführten Kiese und Sande sedimentieren und verbleiben im See. Der früher typische Geschiebetransport des Flachlandflusses fehlt dadurch im weiteren Verlauf, so dass dort die Tiefenerosion der Lippe verstärkt wird.
- Die Umwandlung des Flusses in ein stehendes Gewässer fördert die Entfaltung von Planktonorganismen, die das Wasser trüben und verfärben (Eutrophierung). Durch die Sonneneinstrahlung wird ferner das Wasser erwärmt und der pH-Wert kann sich durch biogene Prozesse im See stark erhöhen. Im sich anschließenden Flussabschnitt, der der Salmonidenregion zuzuordnen ist, führt die Gesamtheit der Erscheinungen zu einer Veränderung der gewässertypischen Merkmale, zu einer Sekundärbelastung und damit zu einer Verschlechterung der Wasserqualität.
- Der See stellt für Fische eine unüberwindliche Barriere im Längsverlauf der Lippe dar. So wurde im Rahmen einer Fischbestandsaufnahme vor dem Absperrbauwerk eine große Menge von Aalen festgestellt, denen die Wanderung flussaufwärts verwehrt war. Aus einer 1993 durchgeführten Studie des damaligen StAWA Lippstadt wurde deutlich, dass auch andere Fließgewässerorganismen dieses Hindernis kaum oder nicht überwinden können. (Abb. 8a + 8b)

Ephemeroptera (Eintagsfliegen) der oberen Lippe 1993



Trichoptera (Köcherfliegen) der oberen Lippe 1993

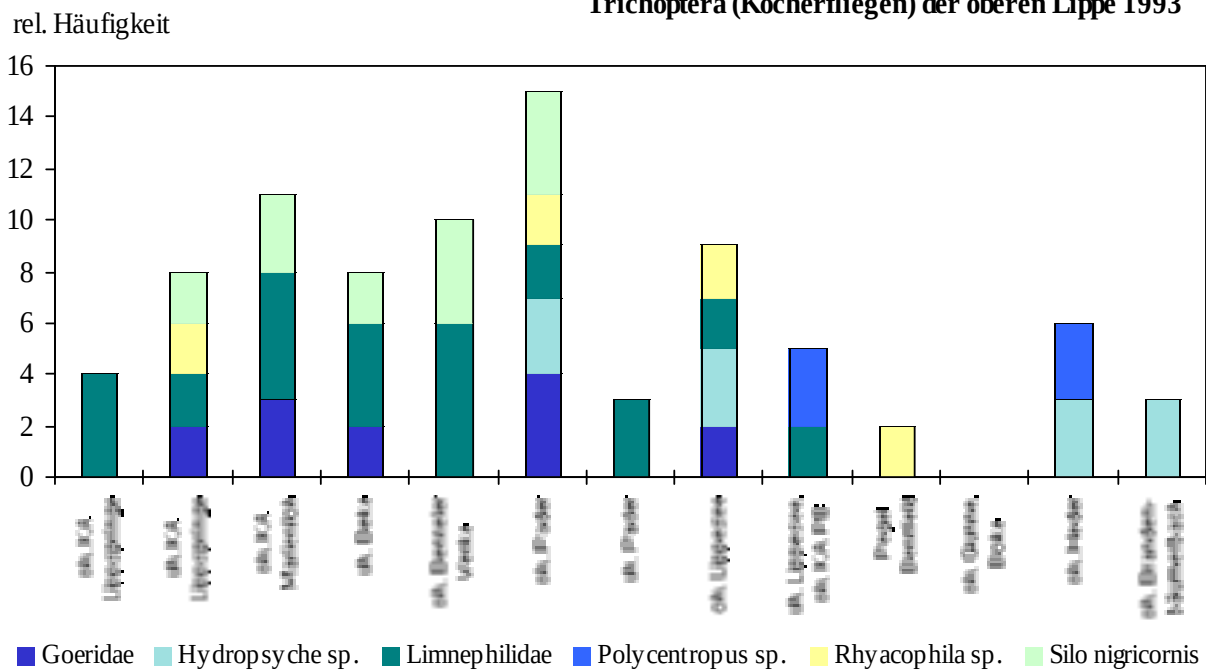
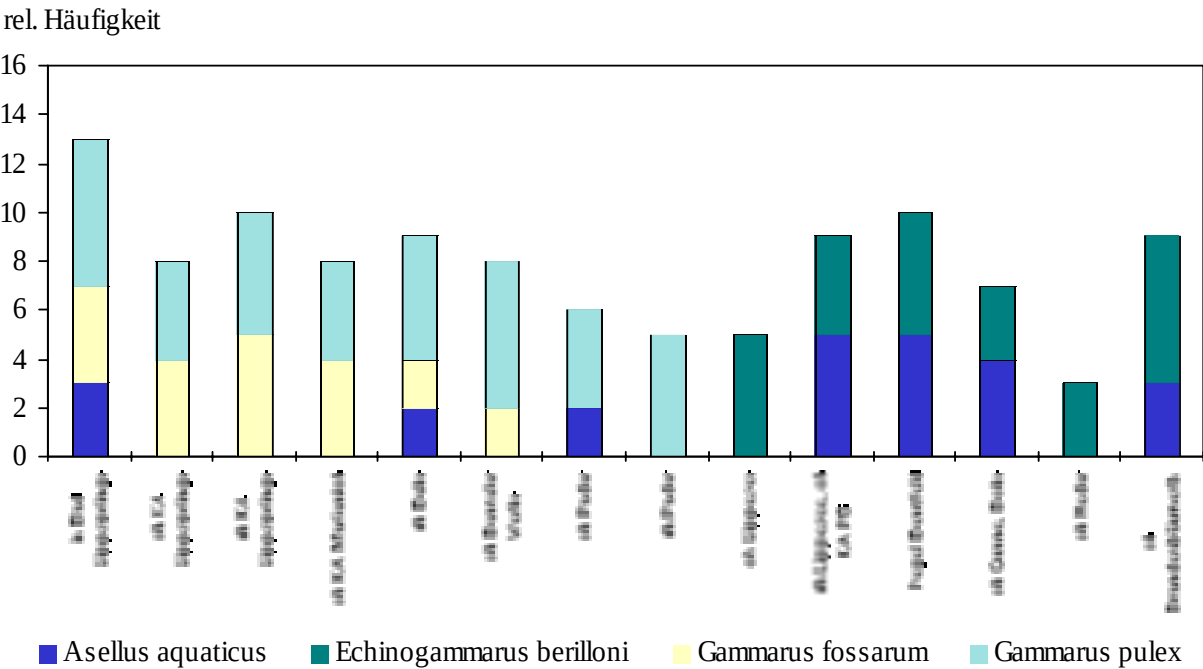


Abb. 8a : Der Lippe-See als Barriere für die Wanderung von Gewässerorganismen, dargestellt am Beispiel für Eintagsfliegenlarven und Köcherfliegenlarven aus dem Jahr 1993.

Crustacea (Krebse) der oberen Lippe 1993



Mollusca (Muscheln u. Schnecken) der oberen Lippe 1993

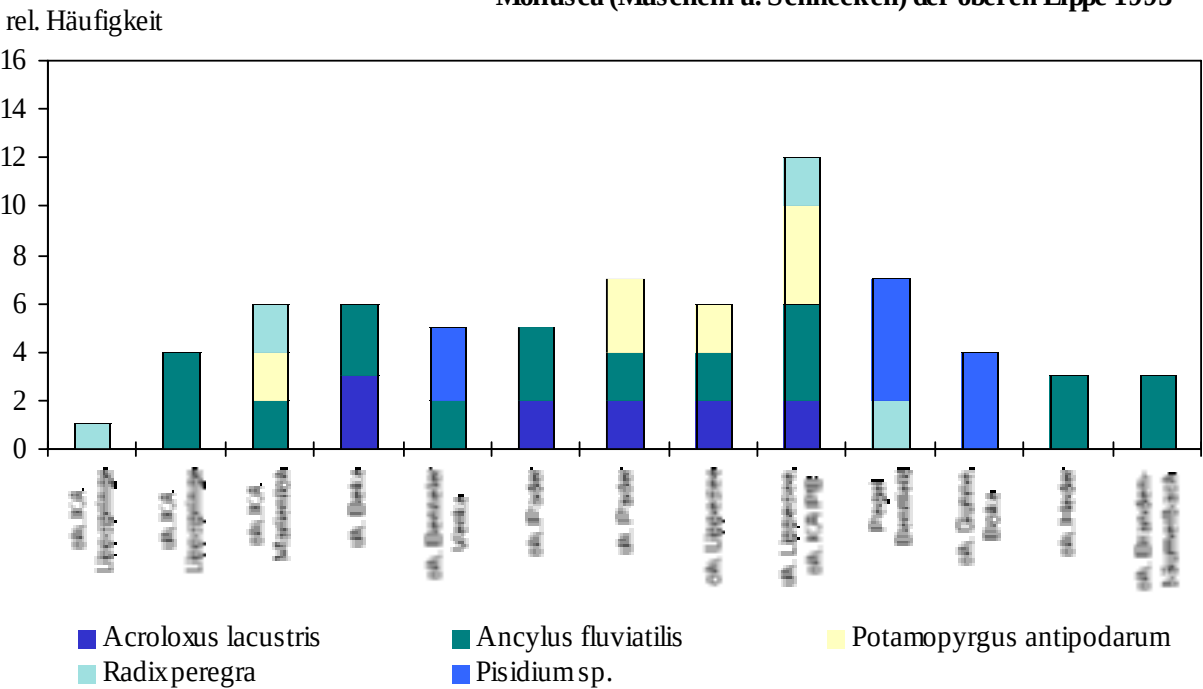


Abb. 8b: Der Lippe-See als Barriere für die Wanderung von Gewässerorganismen, dargestellt am Beispiel für Kleinkrebse, Muscheln und Schnecken aus dem Jahr 1993



Abb. 9: Lippe und Lippe-See im angestrebten Zustand nach Beendigung des Kiesabbaus

Zwar durchfließt die Lippe zur Zeit noch den Lippe-See; jedoch hat das Staatliche Umweltamt Lippstadt im Rahmen des Lippe-Auenprogramms bereits Maßnahmen zur Abtrennung des Flusses vom See ergriffen: Er wird zukünftig den See südlich umfließen (Abb. 9). Die Planungen sind abgeschlossen und befinden sich im Stadium des Planfeststellungsverfahrens, so dass damit gerechnet werden kann, dass die Durchgängigkeit etwa ab 2005 wiederhergestellt ist.

Perspektiven

Der obere Abschnitt der Lippe ist seit längerem nur mäßig belastet, oberhalb von Hamm eher kritisch belastet. Eine Tendenz zu einer weitergehenden Verbesserung – etwa durch verstärkte Abwasserreinigung – ist nicht abzusehen. Jedoch wird sich hier langfristig durch das Lippe-Auenprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen eine Verbesserung nicht nur des Wassers, sondern auch des Gewässers in seiner Aue einstellen: Das Selbstreinigungsvermögen einerseits wird durch die verbesserte Strukturgüte erhöht und damit einhergehend andererseits die biologische Artenvielfalt vergrößert. Dies lässt sich durch das Pilotprojekt „Klostermersch“ belegen.

Mittelfristig wird in der unteren Lippe die Verschmutzung mit organischen Stoffen deutlich abnehmen, wenn der Belastungsschwerpunkt Seseke saniert sein wird (Behandlung des anfallenden kommunalen und industriellen Abwassers vor Ort, Regenwasserrückhaltung, Revitalisierung der Seseke).

Die zur Zeit noch existierende Wärmebelastung durch Kraftwerke wird in absehbarer Zeit aufgrund von europaweit gültigen Grenzwerten für die Maximaltemperatur reduziert. Unterstützend für diese Tendenz wird auch hier die geplante Umgestaltung des Gewässerbettes und der Aue wirken.

Die Grubenwassereinleitung in die Lippe bleibt langfristig ein schwer lösbares Problem (vgl. Kap. 8.2) und es existieren allenfalls grobe Vorstellungen zur (sehr kostspieligen) Reduzierung der Salzbelastung. Die zukünftigen Salzkonzentrationen sowohl in der Lippe als auch in der Emscher müssen im Rahmen eines Gesamtkonzepts auf ein möglichst niedriges Niveau abgesenkt werden. Alle denkbaren Lösungsvarianten müssen überprüft und sowohl einer Kosten-Nutzen-Analyse als auch einer Ökobilanz unterzogen werden.

Literatur

- ANT, H. (1966): Die Benthos-Biozönosen der Lippe. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten NRW, Düsseldorf, 75 S.
- DETERING, U., LEISMANN, M. & A. VOLLMER (1999): Die Umsetzung des Gewässerauenprogramms Nordrhein-Westfalen am Beispiel des Oberlaufs der Lippe. Wasser und Abfall 6, S. 48-52.

3.3 Ems und Einzugsgebiet

Dr. Hannes Schimmer & Anna Schindler (StUA Münster)

3.3.1 Die Güteentwicklung der Ems von 1969 bis 1999

Darstellung des Einzugsgebietes

Die Ems ist nach der Weser das zweite größere Flusssystem, das vollständig auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland verläuft. Sie entspringt in der Westfälischen Bucht im Osten des Kreises Gütersloh bei 134 m.ü.M. und mündet nach 371 km Fließstrecke in den Dollart (Nordsee). Die Quelle der Ems befindet sich in der Senne, einem ausgedehnten Sandgebiet am Fuße des Teutoburger Waldes.

Das gesamte Einzugsgebiet der Ems umfasst 13.160 km², davon 4.127 km² in NRW. Verglichen mit anderen Flüssen Deutschlands entwässert die Ems ein niederschlagsreiches Gebiet. Die Schwankungsbreite zwischen Niedrigwasser (NNQ) und Hochwasser (HHQ) ist mit 1:800 außerordentlich hoch. Das bedingt im Sommer mitunter extrem geringe Wasserführungen, dagegen treten vor allem in den Wintermonaten weit ausufernde Hochwässer auf. Das zwischen Meppen und Papenburg (Niedersachsen) bis zu 7 km breite Überschwemmungsgebiet der Ems signalisiert die Hochwasserproblematik (LOZAN & KAUSCH 1996).

Die Geschichte eines regulierten Flachlandflusses

Im Quellbereich hat die Ems noch ein Gefälle von 3,23 ‰ das sich bereits nach wenigen Kilometern auf Werte deutlich unter 1 ‰ erniedrigt. Die Ems war ursprünglich ein ausgeprägter Mäanderfluss, der sich in zahlreichen Kurven zu Tal schlängelte. Ufer und Flusslauf stellten keine statischen Gebilde dar, sondern durch Anlandung und Abspülung wanderten die Flussschlingen langsam zu Tal. Wenn ganze Flussschlingen abgetrennt wurden, blieben sichelförmige Altarme in der Aue zurück. Diese Eigendynamik und die beschriebenen Hochwässer führten bereits im 18. Jh. zu Ausbauplänen, die im wesentlichen aus dem Abschneiden von Flussschlingen bestanden, um den Hochwasserabfluss zu beschleunigen und den Flusslauf zu verkürzen. Aus dem letzten Jahrhundert ist ein Gesetz über-

liefert, nach dem die Anlieger bei Strafandrohung zum Entfernen jeglicher Bäume und Sträucher aus dem Fluss und einer 2 m breiten Uferzone verpflichtet wurden (AMTSBLATT DER KÖNIGLICHEN REGIERUNG ZU MINDEN V. 21. Mai 1856). Zur Bündelung all dieser Maßnahmen, die immer nur Stückwerk blieben, wurde 1928 vom Preußischen Kulturbauamt Minden ein „Allgemeiner Plan zum einheitlichen Ausbau der Ems von der Quelle bis zum Wehr Schöneflieth bei Greven“ aufgestellt. Im Erläuterungsbericht hieß es „Das allgemeine Ziel des Entwurfes ist die Schaffung eines einheitlich gestalteten Flusslaufes, um Gleichmäßigkeit des Wasserabflusses, insbesondere bei Hochwasser zu bekommen, der jetzt durch die unregelmäßigen Querschnitte, die vielen Windungen, die Uferabbrüche, die Sandablagerungen, den Baum- und Strauchwuchs an den Böschungen und die sonstigen Verwilderungen des Flusses beeinträchtigt wird“. Ziel war die Sommerhochwässer ausuferungsfrei in einem durchgehend einheitlichen Trapezprofil abzuleiten. Die Arbeiten wurden 1933 vom nationalsozialistischen Reichsarbeitsdienst aufgenommen, kamen kriegsbedingt nach 1941 zum Erliegen und liefen mit Unterbrechungen bis in die 70er Jahre (KAISER 1993). Im Bereich des Truppenübungsplatzes in Handorf-Dorbaum bei Münster unterblieb der Ausbau auf etwa 4,5 km Fließstrecke weitestgehend, so dass dieser Bereich heute zur Definition eines Leitbildes für den großen Fluss im Flachland große Bedeutung erlangt hat. Im Oberlauf der Ems (Gemeinde Hövelhof) ist in einem ca. 7,5 km langen Abschnitt noch eine gewisse Eigendynamik möglich. In Folge der Ausbaumaßnahme verlor die Ems im Kreis Gütersloh ca. 50 % (BOSSE mdl. Mittlg.), auf der Strecke von Greffen bis Greven ca. 65 % ihrer ursprünglichen Lauflänge. Seither hat sich die Ems bis zum heutigen Tage aufgrund der erhöhten Fließgeschwindigkeit und des künstlich festgelegten Böschungsfußes immer tiefer in die leicht erodierbare Sohle eingegraben. Die „Nachlieferung“ von Sand aus dem Oberlauf unterbleibt zum einen durch Aufgabe extrem erosionsfördernder landwirtschaftlicher Nutzungsformen (Plaggenwirtschaft, Wiesenbrechen) und durch den Betrieb von Sandfängen in

den Sennebächen im Kreis Gütersloh. Rein rechnerisch müssten aus dem Kreisgebiet Gütersloh etwa 6.000 m³ Sand jährlich an die Ems im benachbarten Regierungsbezirk Münster geliefert werden. Für diese Zahlen gibt es keine Belege, sie sind nur lückenhaft rekonstruierbar (BOSSE mdl. Mittlg.). Der größte Teil dieser theoretischen Sandmenge, verbleibt jedoch durch Rückhaltung und Entnahme im Kreisgebiet Gütersloh (KREIS GÜTERSLOH 1999). In der Folge der Eintiefung mit Profiltiefen von bis zu 10 Metern im Emsabschnitt im Regierungsbezirk Münster fiel auch der Grundwasserstand in der landwirtschaftlich genutzten Aue. Hierauf mussten an verschiedenen Stellen Kulturstau zur Anhebung des Grundwasserspiegels eingebaut werden, um die landwirtschaftliche Nutzung der Emsaue aufrecht erhalten zu können.

Sanierung eines Lebensraums

In ihrem heutigen Zustand sind sowohl die Ems als auch ihre Aue wegen der bereits erwähnten Tiefenerosion und wegen des Verlustes zahlreicher Strukturelemente und Lebensräume sanierungsbedürftig. Eine wichtige Grundlage wurde mit der Unterschutzstellung der Emsaue als Naturschutzgebiet auf der Strecke von Greffen bis Rheine geschaffen. Diese Maßnahme trägt auch der Erkenntnis Rechnung, dass Gewässer und Aue als Einheit betrachtet werden müssen. Mit ca. 5.000 ha ist die Emsaue das größte Naturschutzgebiet in NRW und soll sich zu einer Hauptachse in einem landesweiten Biotopverbundsystem entwickeln. Im Regierungsbezirk Münster umfasst das gesamte Emsaueschutzkonzept etwa 5.700 ha, die Gewässerlänge beträgt hier 94 km. Im Kreisgebiet von Gütersloh gibt es darüber hinaus 7 Naturschutzgebiete mit einer Ausdehnung von insgesamt 688 ha und 4 Naturdenkmäler, die allesamt mit der Ems im Zusammenhang stehen. Für das Kreisgebiet von Gütersloh wurde 1999 ein Konzept zur naturnahen Entwicklung der Ems aufgestellt.

Wichtige Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung des derzeitigen Zustandes und zur Vernetzung der noch vorhanden wertvollen Lebensgemeinschaften sind:

- ☞ Verlängerung des Gewässerlaufs
- ☞ Herstellung der Durchgängigkeit von Querbauwerken
- ☞ Anlage von naturnahen Uferstreifen
- ☞ Extensivierung der Auennutzung
- ☞ Sicherung vorhandener intakter Lebensräume
- ☞ Wiederherstellung, Entwicklung und Ergänzung geschädigter Lebensräume
- ☞ Wiedergewinnung und Schaffung von Retentionsräumen.

Gewässergüte der Ems – Probleme eines Stromes im Flachland

Neben der Einleitung geklärter Abwässer aus kommunalen Kläranlagen und anderen Anlagen zur Abwasserbehandlung wird der Stoffhaushalt der Ems heute vor allem durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Aue beeinträchtigt.

In der ersten landesweiten Gewässergütekarte musste der Ems 1970 nach dem Saprobien-system noch über weite Strecken die Güteklasse III bzw. III-IV zugewiesen werden. Der damalige Untersucher beschreibt seinen Gesamteindruck der Ems im Jahre 1968 als enttäuschend und fährt wie folgt fort *„Es muss angesichts der erheblichen Anstrengungen und Aufwendungen der letzten Jahre zur biologischen Reinigung der Abwässer doch die Frage gestellt werden, ob dieser Weg zu einem wirklich durchgreifenden Erfolg für die Reinhaltung unserer Wasserläufe führen kann“*. Die Abbildung 1 zeigt die schrittweise Verbesserung der Wasserqualität im Verlauf der letzten 30 Jahre und widerlegt die zitierten skeptischen Anmerkungen aus den Anfängen der biologischen Gewässergüteerhebungen. Heute kann der überwiegende Teil des nordrhein-westfälischen Emsabschnittes in die Gewässergüteklasse II eingestuft werden. Die übrigen Abschnitte weisen mit Güteklasse II-III eine kritische Belastung auf. Diese Sanierung der Wasserqualität, die im wesentlichen durch den Ausbau der Abwasserbehandlungsanlagen bewirkt wurde, ist eine wesentliche Voraussetzung für die bereits erwähnten Maßnahmen zur Strukturverbesserung.

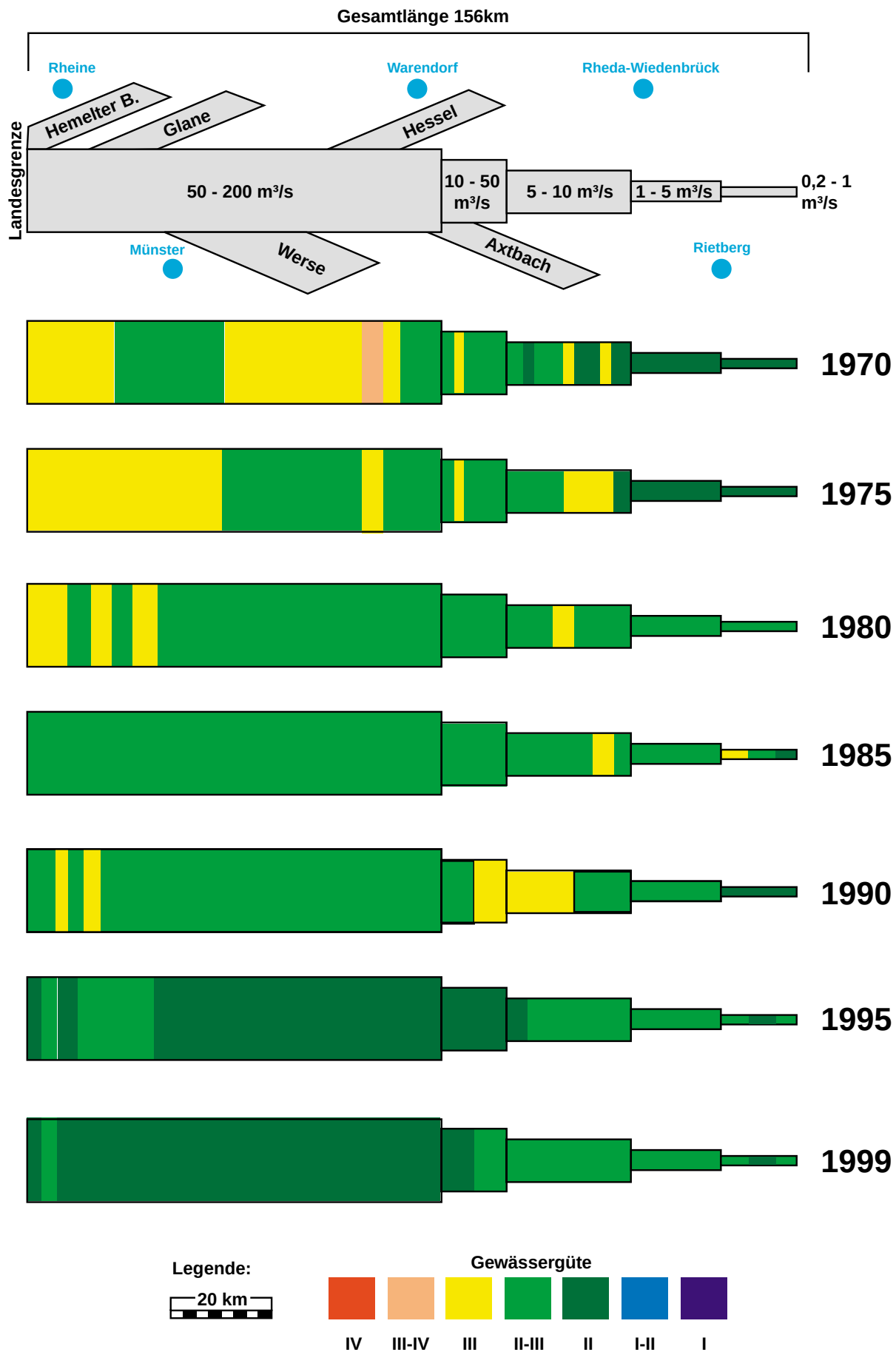


Abb. 1: Die Entwicklung der Gewässergüte des nordrh ein-westfälischen Emsabschnittes von 1970 – 1999

Diese positive Bilanz kann für viele kleinere Seitenbäche im Oberlauf nicht gezogen werden, hier finden sich bis heute zahlreiche stark bis übermäßig (Güteklassen III bis IV) verschmutzte Gewässerabschnitte. Ursache hierfür sind vor allem die Einleitungen aus Kläranlagen und sonstigen Punktquellen.

Die Zahl der größeren Fischsterben in der Ems ist im erwähnten Zeitraum kontinuierlich zurückgegangen, etwa seit Mitte der 90er Jahre wurden keine derartigen Ereignisse mehr registriert. Dies ist zum einen ein Indiz für einen sensibleren Umgang mit dem Gewässer, aber auch auf die Erfolge in der Abwasserreinigung zurückzuführen.

Der Ausbau der Kläranlagen mit einer Phosphatelimination, als dritte Reinigungsstufe für Kläranlagen der Größenklasse über 20.000 EGW (Einwohnergleichwerte) vorgeschrieben, ist bereits weitgehend abgeschlossen. Daneben war die Begren-

zung der Phosphatmengen in Wasch- und Reinigungsmitteln ein effektiver Beitrag zur Verringerung der Einträge. Die einwohnerspezifische Phosphorabgabe ist so von 4 mg/l (1985) auf 1,8 mg/l zurückgegangen (SCHMOLL et al. 1999). Überregional ist mit einer weiteren Abnahme der Phosphatmengen in den Fließgewässern durch den Kläranlagenbau nicht mehr zu rechnen. Eine weitere Reduktion der unveränderten Einträge aus diffusen Quellen (SCHOLZ 1999) ist vor allem durch Maßnahmen in der Landwirtschaft zu erreichen. Die überwiegend partikulär gebundenen Phosphate können durch die Anlage von Uferstreifen zurückgehalten werden.

Für den zweiten wichtigen Nährstoffparameter, das Nitrat, kann von einer Entschärfung der Situation nicht gesprochen werden. Eine chemische Gewässergütekartierung aufgrund des Nitratgehaltes zeigt für die Ems überwiegend die Güteklasse III und schlechter an (Abb. 2).

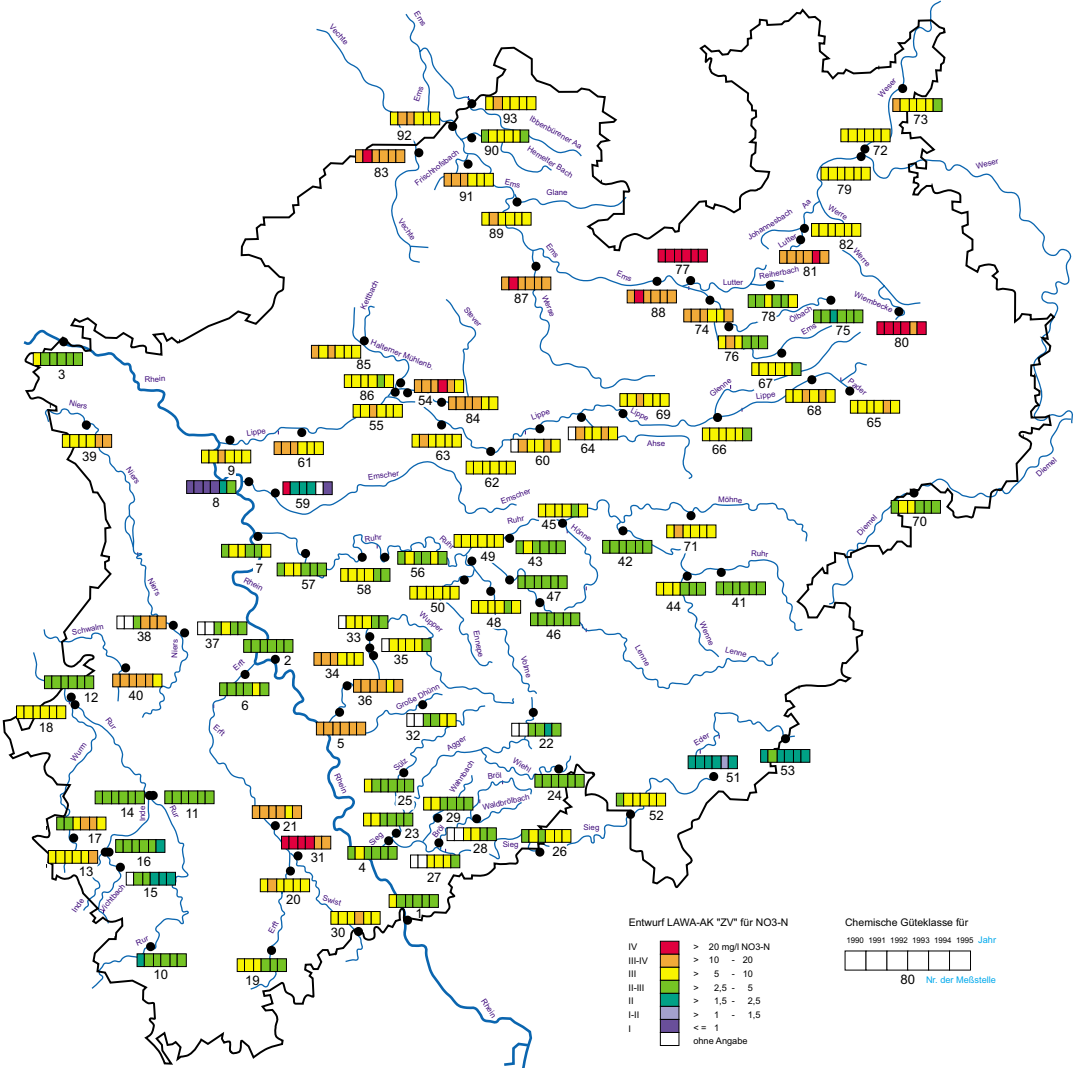


Abb. 2: Güteinstufung der Trendmessstellen für den Parameter Nitrat (aus: LUA 1996)

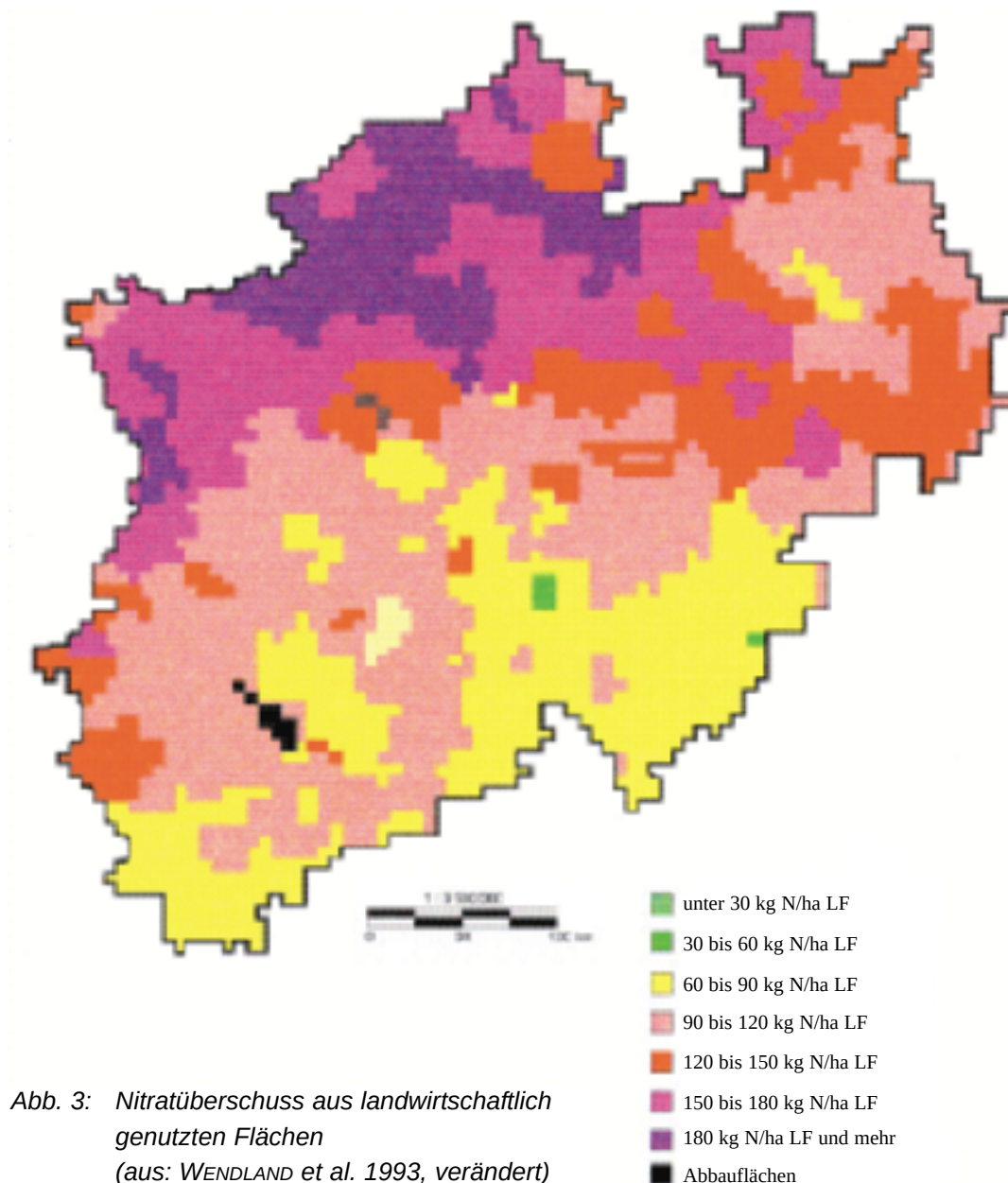


Abb. 3: Nitratüberschuss aus landwirtschaftlich genutzten Flächen
(aus: WENDLAND et al. 1993, verändert)

Der Hauptbelastungsschwerpunkt ist im überwiegend landwirtschaftlich genutzten Teil Westfalens nördlich der Lippe zu finden. Der Vergleich der Abbildungen 2 und 3 gibt Hinweise auf den ursächlichen Zusammenhang zwischen den Nitratüberschüssen der Landwirtschaft und den hohen Nitratgehalten in den Oberflächengewässern auf.

Nitrat als Hauptquelle der Stickstoffbelastung liegt in der Bodenlösung in relativ hohen Konzentrationen vor (10–40 mg/l) und gelangt so leicht ins Grundwasser. Die sogenannte Nitratauswaschung ist in unserem Klima ein natürlicher Vorgang, der allerdings durch die intensive Landwirtschaft und durch die Drainierung nasser Standorte verstärkt wird. Der

von den Pflanzen in der Vegetationsperiode nicht verbrauchte Stickstoff wird fast vollständig aus den Böden ausgewaschen. Die Emission von Stickstoff über das Grund- und Dränwasser wird für das Weser-Emsgebiet auf etwa 2.000 kg N pro km² und Jahr geschätzt. Wegen der Aufenthaltszeit des Stickstoffs im Grundwasser von über 10 Jahren sind die Effekte von Umstellungen in der Bewirtschaftungsweise nur mittel- und langfristig zu erwarten (SCHOLZ 1999).

Als Folge des technischen Fortschrittes, der die Denitrifikation in Kläranlagen ermöglicht, gewinnen die Einflüsse der landwirtschaftlichen Nutzung auf den Nitrataustrag zunehmend an Bedeutung.

Ist das Nitrat erst einmal im Fließgewässer, ist es auf dem Weg zur Nordsee nicht aufzuhalten. Während Phosphor seine eutrophierende Wirkung vor allem in limnischen (Süßwasser) Systemen entfaltet, wirkt Nitrat erst im marinen System der Nordsee.

Die nachfolgend dargelegte Bedeutung der Ems für die öffentliche Trinkwasserversorgung unterstreicht den Güteanspruch an dieses Gewässer. Geographisch deckt sich der Verlauf der Ems weitestgehend mit dem Verlauf der Uremsrinne. Aus diesem für das Münsterland bedeutenden Grundwasserleiter entnehmen in den Kreisen Warendorf und Steinfurt sowie in der Stadt Münster mehrere Wasserwerke das Grundwasser zur Trinkwassergewinnung. Infolge dieses Grundwasserentzuges werden bei emsnahen Brunnenstandorten in einigen Gewinnungsgebieten diffuse Übertritte von Oberflächenwasser aus der Ems in den Grundwasserleiter erzeugt (Infiltration), so dass das nunmehr zu Grundwasser gewordene Emswasser ebenfalls der Trinkwassergewinnung dient. In einem Fall wird Oberflächenwasser aus der Ems über Versickerungsbecken zur Grundwasseranreicherung im Einzugsgebiet der Entnahmefröhen infiltriert und damit gezielt für die Trinkwassergewinnung nutzbar gemacht.

Im Regierungsbezirk Detmold werden ca. 1,35 Mio. m³/a Grundwasser mit Anteilen von Uferfiltrat der Ems gefördert. Damit wird die Wasserversorgung von etwa 28.000 Einwohnern sichergestellt. Für den Regierungsbezirk Münster wird der gesamte Anteil des indirekt zur Trinkwassergewinnung genutzten Oberflächenwassers aus der Ems auf rd. 4 Mio. m³/a geschätzt. Diese Menge entspricht dem durchschnittlichen jährlichen Wasserbedarf von etwa 85.000 Einwohnern.

Ein Lösungsansatz ist die intensive Zusammenarbeit von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft und die Ausschöpfung aller Mittel zu Extensivierung der Auenutzung des gesamten Einzugsgebietes.

Im Gegensatz zur Belastung mit Pflanzenbehandlungsmitteln bei denen teilweise erhebliche Überschreitungen des Trinkwassergrenzwertes gemessen werden, ist die Belastung des Schwebstoffes mit Schwermetallen in diesem Fluss mit seinem schwach industrialisierten Einzugsgebiet erwartungsgemäß gering. Die folgende Abbildung (Abb. 4) zeigt die Schwermetallbefrachtung der

Schwebstoffe der Ems an der Landesgrenze unterhalb von Rheine. Zum Vergleich sind die Grenzwerte der Zielvorgaben für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaft aufgeführt (LUA 1995). Für die Elemente Cadmium und Zink finden sich allerdings geringfügige Überschreitungen der Zielvorgaben. Eine ausführliche Diskussion des Systems der Zielvorgaben findet sich im LUA Materialien Band 19 (1995).

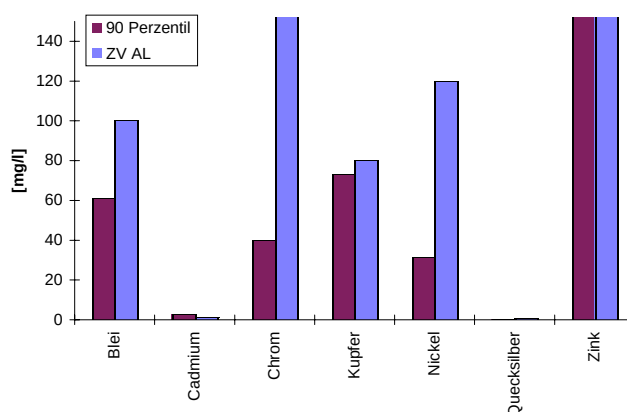


Abb. 4: Die Schwermetallgehalte im Schwebstoff der Ems bei Rheine

Neue Ansätze zur Gewässerbeurteilung

Mit dem weit fortgeschrittenen Ausbau der Abwasserbehandlungsanlagen hat die Saprobie, d. h. die Belastung der Gewässer mit fäulnisfähiger Substanz viel ihrer früheren Bedeutung für die Gewässerbeurteilung verloren. Heute tritt immer mehr die Trophie d. h. das Produktionsvermögen der photoautotrophen Organismen in den Vordergrund. Diese Organismen, überwiegend Algen und höhere Pflanzen, sind neben dem Sonnenlicht auf die im Wasser gelösten Nährstoffe angewiesen. Das Maß ihrer Produktion kann über den Chlorophyll a-Gehalt gemessen werden. Der Gewinnung von Basisdaten für die Trophieklassifizierung planktondominierter, gestauten Fließgewässer dient die Messung des Chlorophyllgehaltes. Gerade in gestauten Gewässerabschnitten entstehen im Sommer bei guter Nährstoffversorgung und geringer Beschattung starke Algenblüten. Durch die Photosynthese der Algen kommt es zu starken Schwankungen des Sauerstoffgehaltes und des pH-Wertes im Tagesgang. Zusätzlich belastet der Abbau der gebildeten organischen Masse nach dem Absterben der Algen den Sauerstoffhaushalt der

Gewässer. Hier versagt die Güteinstufung aufgrund des Saprobiensystems in vielen Fällen.

Algenblüten sind die Folge starker Nährstoffbelastungen eines Gewässers und werden durch Mängel der Gewässerstruktur (Ausbau, Aufstau) begünstigt. Die folgende Abbildung (Abb. 5) zeigt am Beispiel der Ems im Regierungsbezirk Münster, wie der Chlorophyll a-Gehalt im Fließverlauf zunimmt.

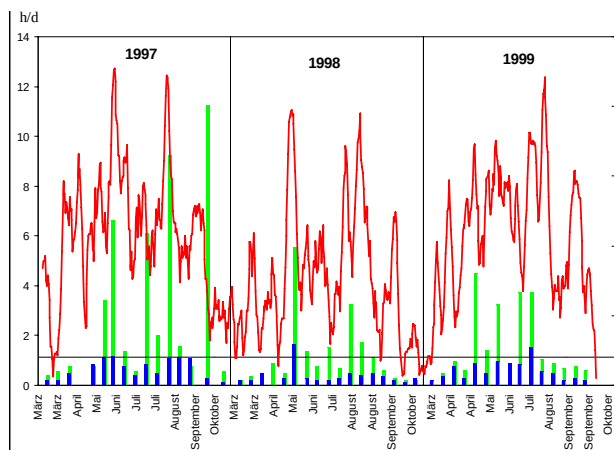


Abb. 5: Chlorophyll a-Gehalte ($\mu\text{g/l}$) der Ems (1997 – 1999) an der Kreisgrenze Warendorf-Gütersloh (blau) und der Landesgrenze NRW-Niedersachsen (grün), sowie die mittlere Tagessonnenscheindauer (h/d) (rot)

Als ein wichtiger, das Pflanzenwachstum bestimmender Faktor wurde die Tagessonnenscheindauer mit aufgetragen. An der Messstelle Ems „Neue Mühle“ (E 20) zwischen Warendorf und Harsewinkel wurden 1997 Chlorophyllgehalte unter $20 \mu\text{g/l}$ festgestellt, in Rheine (E1a) wurden Gehalte bis $230 \mu\text{g/l}$ gemessen. Wenn man diese Untersuchungsergebnisse in das vorläufige Klassifikationssystem der Gewässertrophie (MAUCH 1998) einordnet, wurde aus einer geringen bis mäßigen Belastung beim Eintritt der Ems in den Dienstbezirk des StUA Münster eine starke Belastung an der nordrhein-westfälisch niedersächsischen Landesgrenze bei Rheine. In den Jahren 1998 und 1999 wurden geringere Chlorophyll a-Gehalte festgestellt. Trotzdem ist die Ems als eutrophes Gewässer anzusehen. Als Ursachen der hohen Trophie sind neben der Belastung mit Pflanzennährstoffen die beschriebenen Mängel der Gewässermorphologie anzusehen.

Ausblick

Die erreichten Erfolge in der Wasserreinhaltung, die sich vor allem als Verbesserung der Gewässergüte manifestiert haben (Abb. 1), können nicht darüber hinwegtäuschen, dass im Einzugsgebiet der Ems noch große Probleme hinsichtlich der Gewässerstruktur und der Nährstoffbelastung vor allem aus der Landwirtschaft bestehen. Hier werden in der Zukunft die Hauptanstrengungen gemacht werden müssen, um Verbesserungen zu erzielen. Der erste Schritt wird die Definition eines Referenzzustandes (Leitbild) sein, mit dessen Hilfe die Strukturgütekartierung den künftigen Handlungsbedarf aufzeigen wird.

Literatur

- KAISER A., (1993): Zur Geschichte der Ems – Natur und Ausbau. Veröffentlichungen aus dem Kreisarchiv Gütersloh, 177 S..
- KREIS GÜTERSLOH (1999): Konzept zur naturnahen Entwicklung der Ems in Gütersloh.
- LOZAN, J. L. & KAUSCH, H. (Hrsg.) (1996): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Berlin: Parey, 389 S..
- LUA (1997): Gewässergütebericht 1996 – Auswertung des Trendmessprogramms 1990 – 1995. Essen: Eigenverlag Landesumweltamt NRW, 92 S..
- LUA (1995): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen. Materialien Nr. 19, Eigenverlag Landesumweltamt NRW, 150 S..
- MAUCH, E. (1998): Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie 51; S. 412-434.
- SCHMOLL; O.; BEHRENDT, H.; HUBER, P.; LEY, M.; OPITZ, D.; SCHOLZ, G.; & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands – Einträge aus Kläranlagen und von urbanen Flächen. Vortrag Jahrestagung 1999 der deutschen Gesellschaft f. Limnologie 27.9. – 1.10.1999, Rostock.
- SCHMOLL; O.; BEHRENDT, H.; HUBER, P.; LEY, M.; OPITZ, D.; SCHOLZ, G.; & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands - Diffuse Einträge über die unterirdischen Pfade Dränage und Grundwasser. Vortrag Jahrestagung 1999 der deutschen Gesellschaft f. Limnologie 27.9.-1.10.1999, Rostock.
- WENDLAND, F. (HRSG.) (1993): Atlas zum Nitratstrom der Bundesrepublik Deutschland. Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, Hong Kong, Barcelona, Budapest: Springer. 96 S..

3.3.2 Die Werse

Wechselwirkungen zwischen Abwasserreinigung und Gewässergüteentwicklung
in den letzten 30 Jahren

Einführung

In der Pressemitteilung zur Vorstellung des Güteberichts 1978/79 des damaligen StAWA Münster hieß es: „Die Werse, das derzeit am stärksten belastete Gewässer im Münsterland, zeigt wie in den vorangegangenen Jahren an den Kontrollstellen (Probestellen Anm. d. Verf.) starke bis stärkste Belastungsverhältnisse. An keiner der untersuchten Entnahmestellen kam es zu einer Erholung des Gewässers.“ Einleitungen ungeklärten Abwassers, überlastete Kläranlagen und eine teilweise unterdimensionierte Kanalisation führten zu dieser, vor allem für die Wasserwirtschaft, vernichtenden Einschätzung. Waren in anderen nordrhein-westfälischen Einzugsgebieten in den 70er Jahren aufgrund der Anstrengungen bei der Abwasserbeseitigung bereits deutliche Verbesserungen der Gewässergüte erkennbar, musste im hier betrachteten Einzugsgebiet die Talsohle Anfang der 80er Jahre erst noch durchschritten werden.

Das Einzugsgebiet

Ihren Ursprung nimmt die Werse in mehreren Quellbächen der Beckumer Mulde, die sich im Stadtgebiet von Beckum zur Werse vereinigen.



Abb. 1: Oberlauf der Werse in Beckum



Abb. 2: Unterlauf der Werse in Bei Münster

Innerhalb der Münsterländischen Tieflandbucht fließt die Werse von Beckum aus zunächst in westlicher, dann in nördlicher Richtung durch Ahlen, Drensteinfurt und Albersloh in das Stadtgebiet von Münster, bevor sie nordöstlich von Münster in die Ems mündet.

Ihre Gesamtlängstrecke beträgt rd. 66 km. Das oberirdische Einzugsgebiet der Werse hat eine Größe von 762 km². Ab Beckum wurde die Werse auf ca. 42 km Länge in den 70er Jahren ausgebaut (Abb. 1). Diese Maßnahme sollte, neben dem Hochwasserschutz, auf den zur Staunässe neigenden Böden der Werse-Aue eine intensive Landwirtschaft ermöglichen.

Im Unterlauf der Werse, auf Münsteraner Stadtgebiet, sind Profil und Ufer als weitgehend natürlich anzusehen (Abb. 2), allerdings wird der Abfluss durch mehrere Mühlenstau unterbrochen. Der Rückstau, den die Wehre der Pleister-, Sud- und Havichhorster Mühle verursachen, gibt dem Fluss das Gepräge eines träge fließenden Wasserlaufs.

Mit Teileinzugsgebieten von 138 km² und 195 km² sind der Emmerbach (linksseitig) und die Angel (rechtsseitig) die wichtigsten Nebengewässer.

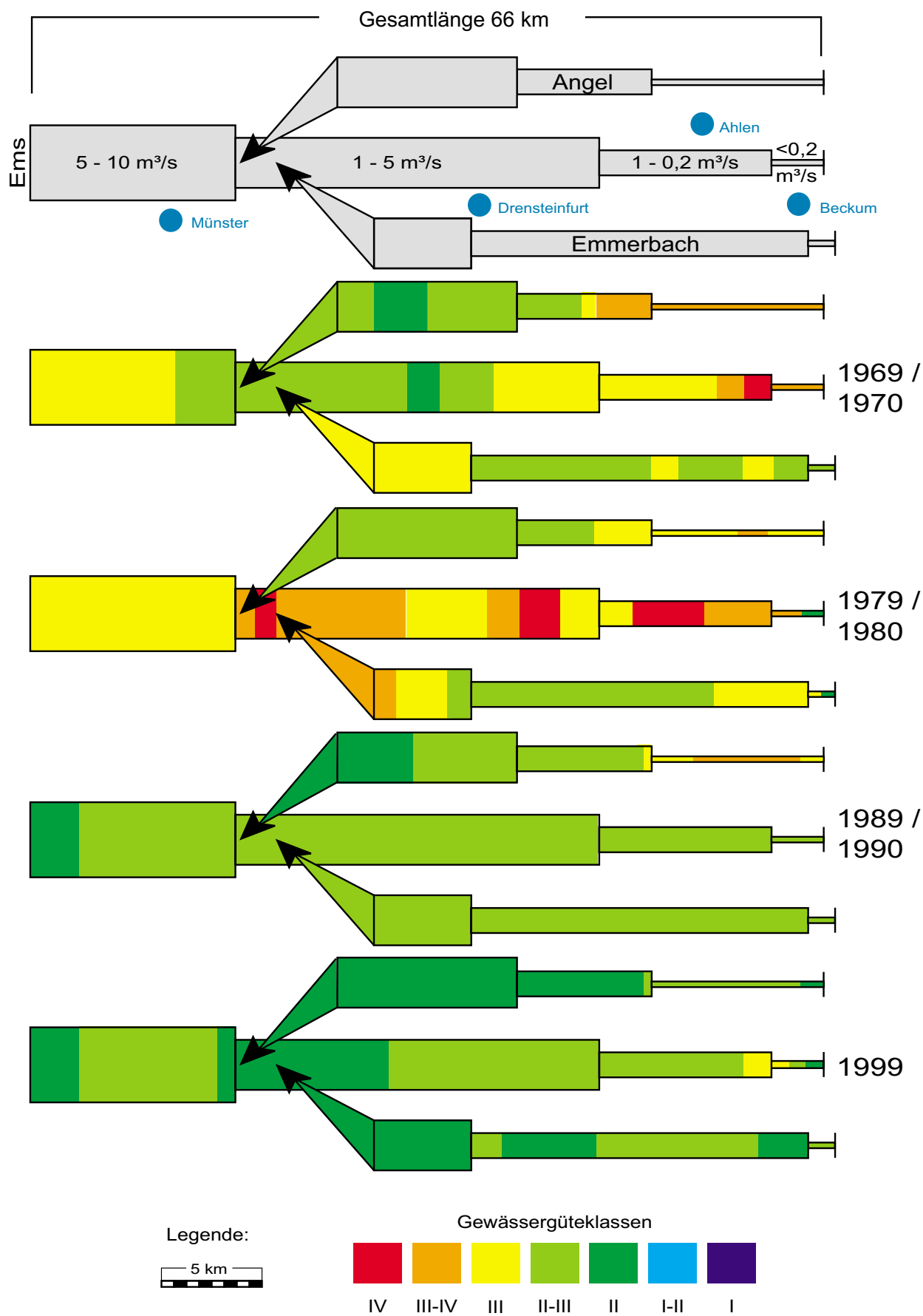


Abb. 3: Gewässergüteentwicklung der Werse von 1969 bis 1999

Etwa 70 % des Einzugsgebietes (ca. 530 km²) werden landwirtschaftlich genutzt, wobei sich die Anteile der ackerbaulichen Flächen und Gründlandflächen etwa wie 2 zu 1 (ca. 352 km² zu 176 km²) verteilen. Mit knapp 10 %, zumeist kleinparzelligen Waldflächen ist das Einzugsgebiet der Werse waldarm.

Die Wasserführung der Werse und ihrer Nebenläufe ist durch erhebliche Schwankungen zwischen Niedrigwasser und Hochwasser gekennzeichnet. In der Sommerzeit ist die Wasserführung sehr gering, sie stammt weitgehend aus den Kläranlagenabläufen. So „entspringt“ die Werse im Sommer in der Kläranlage Beckum. Ähnliche Verhältnisse finden sich am Emmerbach.

Darstellung der Gewässergüteverhältnisse 1969 – 1999

In den 60er und 70er Jahren zeigten die Untersuchungen der Werse überwiegend schlechte Gewässergüteverhältnisse auf und sie wurde auf weiten Strecken mit „stark verschmutzt“ bis hin zu „übermäßig verschmutzt“ beurteilt (Gewässergüteklassen III, III-IV, IV) (Abb. 3).

Heute hat sich der Gütezustand der Werse im gesamten Lauf in die Gewässergüteklasse II-III (kritisch belastet) – streckenweise Güteklasse II – verbessert. Die Folgen hoher Nährstoffbelastungen sind aber unübersehbar. Verkräutung, Massenentwicklung von Algen, geringe Artenvielfalt wasserbewohnender Lebewesen, Schlammablagerungen und in der Vergangenheit häufig auch Fischsterben kennzeichnen diesen nach wie vor beeinträchtigten Fluss. Die Entwicklung der Gewässergüte soll im folgenden nachgezeichnet werden.

60er/70er Jahre

Auf den Gütekarten, die Ende der 60er Jahre (Abb. 4) gezeichnet wurden, dominiert die Farbe gelb (Güteklasse III) den Ober- und Mittellauf der **Werse**. Lediglich im Stadtgebiet Beckum wurden noch schlechtere Güteverhältnisse bis hin zu Güteklasse IV angezeigt. Im Gewässergütebericht von 1966 hieß es zur Begründung: *„Bei Beckum und Ahlen sind hierfür weniger die zufriedenstellend funktionierenden Kläranlagen als vielmehr nicht angeschlossene Abwassereinleitungen verantwortlich“*.

Auch im Oberlauf des **Emmerbaches** fanden sich Belastungsschwerpunkte (Güteklasse III) unterhalb der Kläranlagen Ascheberg und Davensberg. Der Oberlauf der **Angel** ist genauso wie ihre Nebengewässer im Bereich der Gemeinden Neubeckum, Enniger und Ennigerloh sehr stark verschmutzt (III-IV). Aber im Verlauf von Werse, Angel und Emmerbach fanden sich immerhin noch ausgedehnte Fließgewässerabschnitte, die Güteklasse II bzw. II-III aufwiesen. Die Selbstreinigungsfähigkeit der Gewässer war also noch in der Lage, zumindest nach längeren Fließstrecken, die Abwasserbelastungen der Siedlungen und Industrien abzubauen.

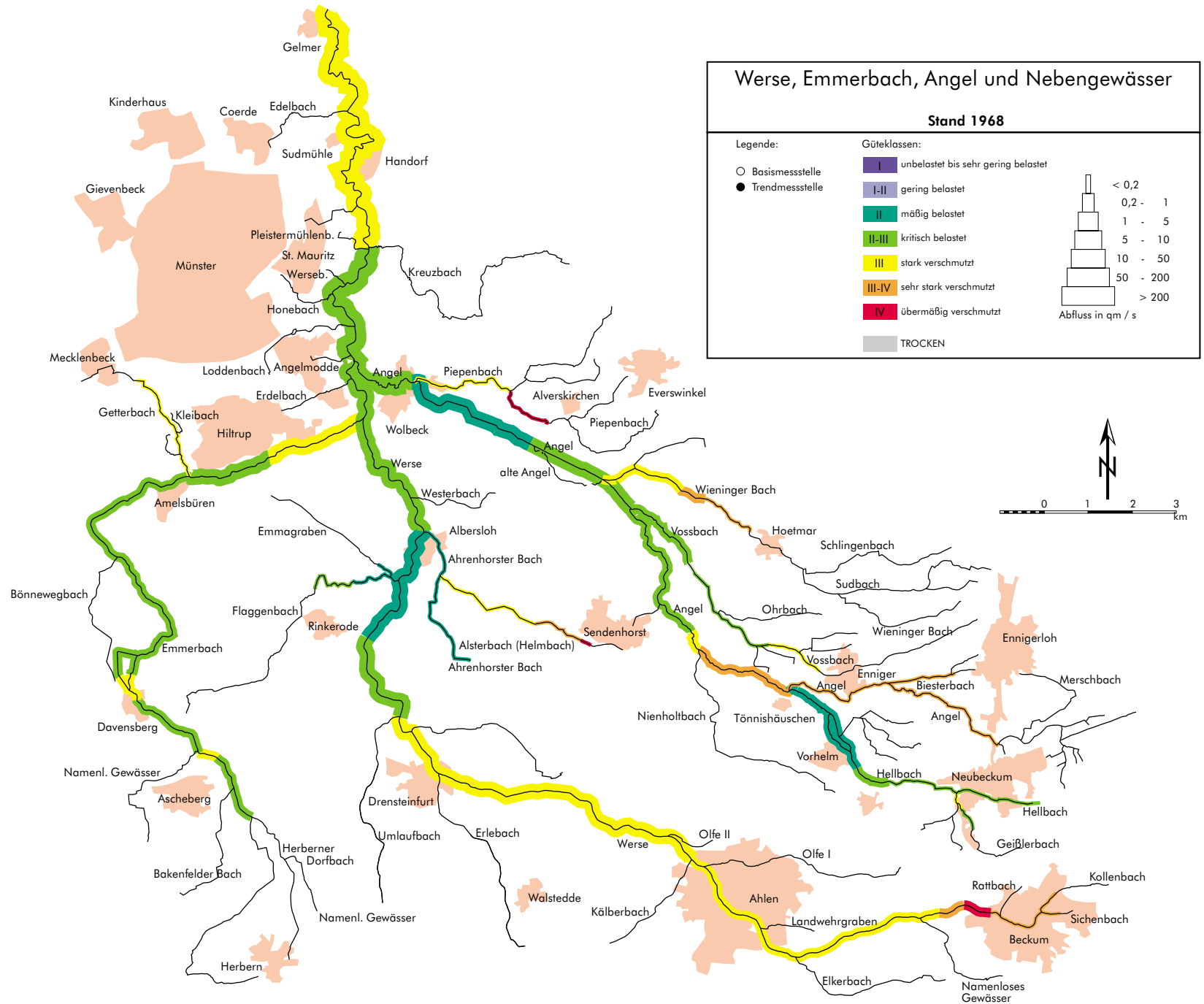
Lediglich der Emmerbach konnte sich durch Einleitungen aus Hiltrup und Münsters Süden vor Einmündung in die **Werse** nicht mehr über die Güteklasse III hinaus erholen.

Im Stadtgebiet Münsters, vor der Einmündung in die Ems, verschlechterte sich der Gütezustand der Werse wieder in die Güteklasse III (stark verschmutzt). Ende der 60er Jahre wurde ein Abwassersammler entlang von Werse und Emmerbach bis zur Ems geplant, da die Gewässerverschmutzung scheinbar nicht anders in den Griff zu bekommen war. Angesichts der Funktion der Werse für die Naherholung war der politische Wille zu dieser Lösung vorhanden, die Umsetzung scheiterte jedoch an den hohen Kosten.

Neben Abwassereinleitungen waren die bereits oben erwähnten Mühlenstauungen an dieser Entwicklung beteiligt. Durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit tritt hier eine erhebliche Sekundärverschmutzung durch die Algenproduktion ein, daneben setzen sich hier große Mengen an Feststoffen ab. Die damaligen Zustände lassen sich am Beispiel eines Untersuchungsprotokolls der biologischen Gewässeruntersuchungen aus dem Jahre 1969 erahnen: Hier wurde die Farbe des Wersewassers bei der Pleistermühle in Münster als *grau-braun*, der Geruch als *dumpfig und nach Schwefelwasserstoff* bei *starker Trübung* beschrieben. Im Bemerkungsfeld desselben Protokolls sind *Algenfäden*, *Detergentienschaum* und etwa *100 tote Weissfische* vermerkt.

10 Jahre später, bei der Vorstellung des Gewässergüteberichtes 79/80 durch das damalige Staatliche Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft (StAWA) Münster, waren gegenüber den oben beschriebenen

Abb. 4: Gewässerergüte des Werseeinzugsgebietes (1968)



nen Zuständen weitere Verschlechterungen eingetreten (s. Zitat in der Einleitung). Die **Werse** musste mittlerweile im gesamten Fließverlauf in die Güteklasse III und schlechter eingestuft werden. Unterhalb der Städte Ahlen und Beckum wurde gar Güteklasse IV festgestellt. Die 1979 erweiterte Kläranlage Ahlen funktionierte noch nicht zufriedenstellend. Im Unterlauf gab es keine Abschnitte mehr, in denen sich das Gewässer wieder erholte. Ursache war aus damaliger Sicht die Einleitung ungeklärten Abwassers durch Anlieger. Aus heutiger Sicht hat auch der in den 70er Jahren forcierte Gewässerausbau zu dieser Entwicklung beigetragen. Die Selbstreinigungskraft des Gewässers wurde durch die Laufverkürzung, das Normprofil und die mangelnde Beschattung eingeschränkt. Lediglich oberhalb von Beckum waren die Quellbäche von diesen Verschlechterungen der Gewässerstruktur weitgehend verschont geblieben.

Ähnlich wie die Werse selbst wurde auch die **Angel** bereits im Oberlauf als sehr stark verschmutzter Wasserlauf (III) beschrieben, in dem nur Abwasserorganismen gedeihen konnten. Im Gegensatz zur Werse konnte sie sich aber bis zur Einmündung ins Hauptgewässer noch in die Güteklasse II-III verbessern.

Im Unterlauf wurde der **Emmerbach** durch verschiedene Einleitungen erheblich beeinträchtigt. Der Emmerbach mündete als stark belastetes (IV) Gewässer in die Werse.

80er Jahre

Vor allem die großen Anstrengungen für den Bau von Kläranlagen führten in den 80er Jahren im Oberlauf der **Werse** (oberhalb Ahlen) zu einer Verbesserung in die Güteklasse III-IV. Zwischen Ahlen und Drensteinfurt wurde Güteklasse III ermittelt. Zum ersten Mal seit 15 Jahren erlaubten es die Untersuchungsergebnisse, die Werse etwa ab Drensteinfurt im Mittellauf in die Güteklasse II-III einzustufen. Lediglich im Stadtgebiet Münsters waren noch kurze Abschnitte in Güteklasse III eingestuft, diese waren aber auf die Stauhaltungen der Mühlen beschränkt. Übermäßig verschmutzte Abschnitte (IV) kommen etwa seit 1985 in der Werse nicht mehr vor.

Auch am **Emmerbach** konstatierten die Güteberichte aus dieser Zeit Verbesserungen zur

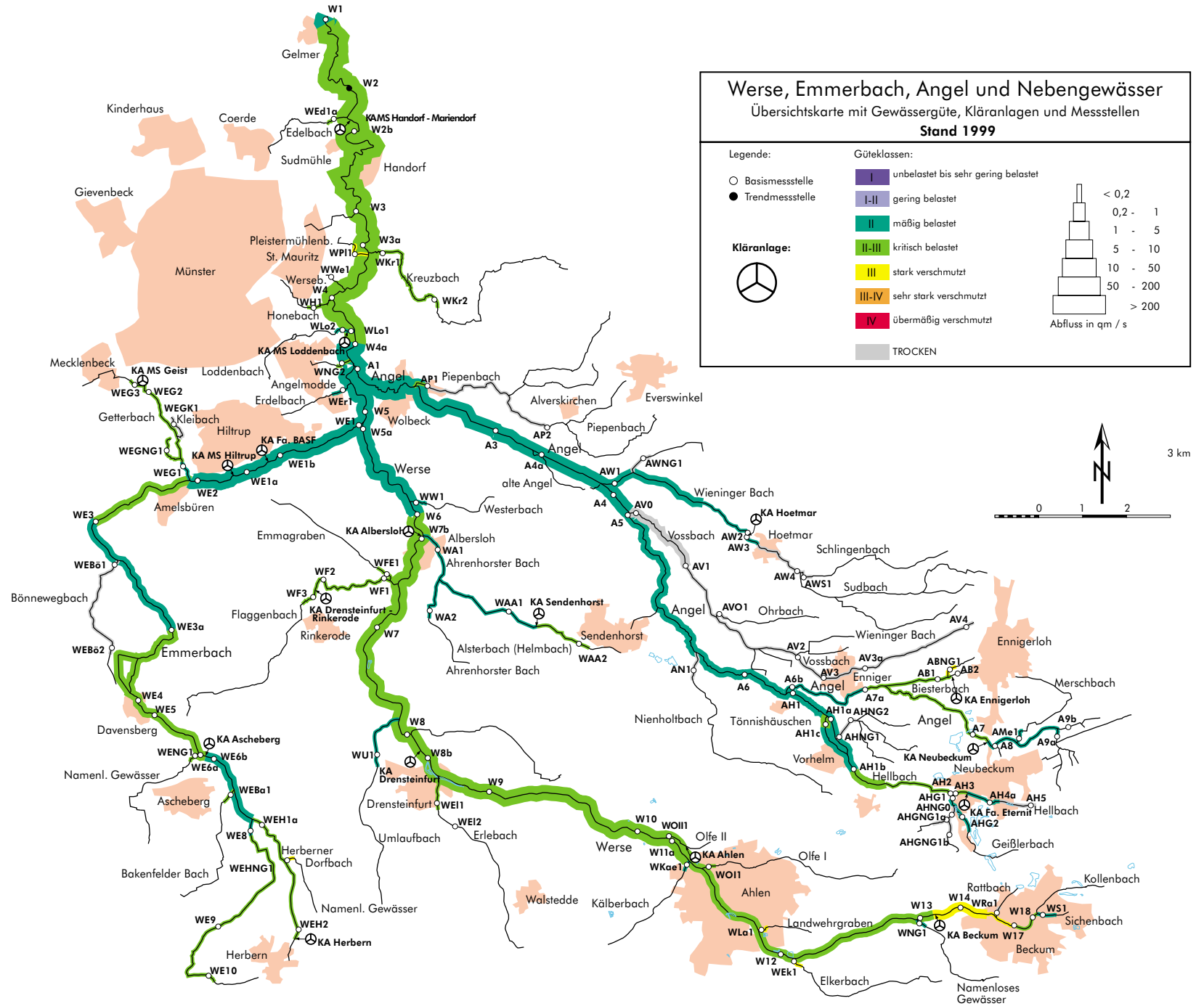
Güteklasse II-III mit Tendenzen zur Güteklasse II. Hier wie auch im Einzugsgebiet der **Angel** wurden von Seiten der Kläranlagenbetreiber starke Anstrengungen unternommen, den Zustand der Gewässer zu sanieren. Trotzdem musste die Angel im Oberlauf 1985 noch als sehr stark bis stark verschmutzt (III, III-IV) eingestuft werden. Als eine Ursache wurde neben der nach wie vor unzureichenden Behandlung von Schmutz- und Regenwasser der, vor allem in den Sommermonaten, sehr geringe Abfluss angesehen. Im weiteren Verlauf erholte sich die Angel in Güteklasse II-III, um unmittelbar vor Einmündung in die Werse mit einer artenreichen Lebensgemeinschaft wieder Güteklasse II zu erreichen.

90er Jahre

Effekte durch die zwischenzeitlich erweiterten bzw. neu gebauten Abwasserbehandlungsanlagen zeigten sich in der Gütekarte 1990. Nur die Oberläufe der **Angel** und einiger Seitengewässer waren noch in Güteklasse III-IV oder III eingestuft, ansonsten präsentierte sich das **Werseeinzugsgebiet** zum ersten Mal seit Beginn der amtlichen Gewässergüteüberwachung in den 60er Jahren in Güteklasse II-III bzw. II. Die Besiedlung mit Fließgewässerorganismen weist seit Mitte der 90er Jahre deutliche Tendenzen zu Güteklasse II auf, allerdings kann eine verbesserte Einstufung aufgrund der (zu) hohen Nährstoffbelastungen und der resultierenden Eutrophierungserscheinungen 1999 nicht durchgehend vorgenommen werden. Insbesondere im Abschnitt zwischen Ahlen und Drensteinfurt treten zeitweise Massenentwicklungen fädiger Grünalgen auf, die mit regelrechten Algenfangzäunen am Erreichen der Stauhaltung Drensteinfurt gehindert werden, so dass hier die Güteklasse II-III bestehen bleibt.

1999 können Abschnitte des **Emmerbaches** erstmalig in die Güteklasse II eingestuft werden (Abb. 5), auch in der Angel sind weitere Verbesserungen der Gewässergüte hin zu Güteklasse II festzustellen. Im Stadtgebiet von Beckum, oberhalb der Kläranlage, muss 1999 wieder Güteklasse III vergeben werden. Diese Verschlechterung resultiert aus einem schleichenden Verlust an Indikatorarten, dessen Ursache bisher unklar ist.

Abb. 5: Gewässergrüte des Werseeinzugsgebietes (1999)



Geschichte der Abwasserreinigung 1969 – 1999

1969 existierten im Einzugsgebiet der Werse 34 kommunale und 3 Industriekläranlagen, an die von den ca. 200.000 Einwohnern des Plangebiets 157.425 angeschlossen waren. Die Kläranlagen waren zum größten Teil in den 60er Jahren errichtet worden, stellten also den damaligen Stand der Technik dar. Der verhältnismäßig hohe Anschlussgrad von etwa 70 % erscheint aus heutiger Sicht als möglicherweise zu optimistisch gerechnet. Im Landkreis Münster, einem Teil des Werseeinzugsgebietes, waren 1962 98.169 Einwohner gemeldet. An Kläranlagen angeschlossen waren aber nur gut ein Fünftel, nämlich 20.509 Menschen.

Auch eine Bemerkung aus dem Gütebericht 1966 weist in diese Richtung: *„Es wurde festgestellt, dass trotz gut wirkender Kläranlagen unterhalb von Ortschaften unverständlich hohe Abwasserbelastungen auftreten, die offensichtlich durch Abwasserreinleitungen unter Umgehung der Kläranlage verursacht werden.“* Die Entwicklung der Abwasserreinigung im Einzugsgebiet der Werse soll im folgenden nachgezeichnet werden.

60er/70er Jahre

Die oben zitierte gute Wirkung der Kläranlagen muss nach heutigen Maßstäben zumindest mit einem Fragezeichen versehen werden, wenn man den Gütebericht 69/70 liest. Unterhalb der Kläranlage Beckum wurden in der **Werse** damals Ammoniumgehalte bis 20 mg/l gemessen. Im Stadtgebiet von Ahlen trat bereits eine Güteverschlechterung um eine Stufe ein. Gelegentlich im Stadtgebiet zu beobachtende Schaumberge, verursacht durch Detergentien aus Waschmitteln, machten die Beeinträchtigungen im Stadtgebiet unübersehbar. Unterhalb der Kläranlage trat eine weitere erhebliche Verschlechterung der Wasserqualität ein, die sich schon äußerlich durch einen *„jauchig-muffigen Geruch“* feststellen ließ.

Durch die Einleitungen der Kläranlagen in Ascheberg, Amelsbüren und Hiltrup (West) sowie durch die in den Getterbach einleitende Kläranlage Münster-Geist wurde der **Emmerbach** derartig stark belastet, dass er die Werse im Zustand übermäßiger Verschmutzung erreichte (IV).

Die **Angel**, das größte Nebengewässer der Werse, befand sich durch die Abläufe der Kläranlagen Neubeckum, Ennigerloh, Tönnishäuschen sowie über die in Nebengewässer einmündenden Kläranlagen von Hoetmar und Alverskirchen bereits im Oberlauf im Zustand sehr starker Verschmutzung (III-IV).

80er Jahre

Bereits oberhalb der Kläranlage Beckum musste in der **Werse** 1980 Güteklasse III festgestellt werden. Die Einleitung der Kläranlage Beckum verschlechterte sie nach Gewässergüteklasse IV. Auch die inzwischen erweiterte Kläranlage Ahlen bringt zu dieser Zeit noch keine spürbare Entlastung. Eine Ursache für die unzureichend funktionierenden Kläranlagen im Einzugsgebiet der Werse war die nicht vorhandene Vorbehandlung industrieller Abwässer. Biologisch nicht abbaubare und toxische Substanzen schädigten die biologische Reinigungsstufe der Kläranlagen mehr oder weniger regelmäßig, so dass kein ordnungsgemäßer Betrieb der Kläranlagen möglich war. Vorbehandlungsanlagen für diese Inhaltsstoffe von Gewerbeabwässern wurden auf Betreiben der zuständigen Behörden StAWA Münster und Kreis Warendorf in einen betriebsstüchtigen Zustand versetzt bzw. überhaupt erst geschaffen. Endgültig Abhilfe brachte die Indirekteinleiterverordnung 1989, in der die Vorbehandlung derartiger Abwässer zur verbindlichen Auflage gemacht wurde.

Mit Verbesserungen für die Werse wurde erst für die Mitte der 80er Jahre gerechnet, es waren Neubauten/Erweiterungen der Kläranlagen in Beckum, Ahlen, Drensteinfurt, Sendenhorst und Münster-Mariendorf geplant. Jetzt erreichte auch die Kläranlage Ahlen ihre volle Leistungsfähigkeit und zusammen mit der Inbetriebnahme der KA Beckum II im Jahre 1985 konnte bis Ahlen eine Verbesserung (Güteklasse III-IV) festgestellt werden. Die Erweiterung der Kläranlage Drensteinfurt ging 1984 in Betrieb, als direkte Folge der resultierenden Verbesserung konnte ab hier flussabwärts die Güteklasse II-III vergeben werden. Darüber hinaus haben die Sanierungsmaßnahmen an der Mischwasserkanalisation (einschl. Bau v. Regenbecken) in Beckum zu Verbesserungen geführt, die sich bis 1990 als Verbesserung hin zu Güteklasse II-III für den gesamten Verlauf der Werse manifestiert

haben. Neben oben bereits beschriebenen Effekten der Stauhaltungen in Münster leiteten damals zwei kleinere Kläranlagen unmittelbar in den Rückstau der Wehre ein und verschärften so die ohnehin kritische Belastungssituation.

Die **Angel** war oberhalb der Kläranlage Neubeckum chemisch und biologisch in gutem Zustand. Unterhalb dieser hydraulisch in der Regel überlasteten Kläranlage, musste eine Verschlechterung hin zu alpha-meso/polysaprogenen Verhältnissen (III-IV) festgestellt werden. Im Angeleinzugsgebiet waren Ende der 70er Jahre die Erweiterungen der Kläranlagen Ennigerloh, Neubeckum und Enniger geplant. Neben dem Bau von Kläranlagen und Regenbecken wurden im Gütebericht 1980 für dieses Einzugsgebiet auch flankierende Maßnahmen zur Verbesserung der Kanalisation gefordert.

Auch für den **Getterbach**, ein stark belastetes Seitengewässer des Emmerbaches, sollte durch die Verdoppelung der Leistungsfähigkeit der KA Münster-Geist von 10.000 EGW auf 21.000 EGW, die in den 80er Jahren geplant wurde, eine nachhaltige Verbesserung des Gewässerzustandes erreicht werden.

Zum Ende der 80er Jahre wurde versucht, die Konflikte zwischen Gewässerschutz und zunehmenden Nutzungsansprüchen durch einen Bewirtschaftungsplan zu verringern. Die Bewirtschaftungsplanung musste letztendlich wegen der Schwierigkeiten bei der Durchsetzung der Maßnahmen aufgegeben werden. Insbesondere die Kläranlagen im Plangebiet standen aber nach wie vor im Verdacht, je nach Standort und Größe verschieden starken Einfluss auf die Belastungssituation der Werse zu nehmen.

90er Jahre

Auch in den 90er Jahren wurden erhebliche Anstrengungen unternommen, die 19 verbliebenen kommunalen und 2 Industriekläranlagen (Tab. 1) des Einzugsgebietes weiter auszubauen, um die Wasserqualität der **Werse** und ihrer Nebengewässer zu verbessern. Aus Mitteln der Abwasserabgabe wurden seit 1989 12,6 Mio. DM an Zuschüssen zu Baumaßnahmen an Kläranlagen im Einzugsgebiet der Werse vom Land NRW gewährt. Größter Einzelposten war mit 11,7 Millionen der

Ausbau der Kläranlage Neubeckum im Einzugsgebiet der **Angel**, der zu einer wesentlichen Entlastung dieses Gewässers (Güteklasse II-III) geführt hat. Die Nitratbelastung in der Angel unterhalb der Kläranlage hat sich in etwa halbiert, die Phosphorbelastung ging auf etwa 1/5 des Wertes zurück, der in den 80er Jahren gemessen wurde. Im Angeleinzugsgebiet wurden darüber hinaus in den 90er Jahren vier Tropfkörperanlagen (Hoetmar, Enniger, Alverskirchen, Tönnishäuschen) geschlossen sowie eine Einleitung ungeklärten Abwassers über einen sogenannten Bürgermeisterkanal saniert.

Die folgende Tabelle 1 stellt einige wichtige Daten der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Werse gegenüber.

Tab. 1: Wichtige Kennzahlen der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Werse

	1969	1999
Kommunale Kläranlagen	34	19
Industriekläranlagen	3	2
Ausbaugröße gesamt [EGW]	182.416	455.750
angeschl. Einwohner [EW]	157.425	195.214
angeschl. Einwohner Mittelwert	4.630	10.276
Trockenwetterzufluss Mittelwert [m³/h]	1.779	5.804

Augenfällig ist die erhebliche Erweiterung der Kläranlagenkapazität im Einzugsgebiet ausgedrückt in Einwohnergleichwerten. Bei um 20 % gestiegen Einwohnerzahlen ist die Kapazität der Kläranlagen auf das 2,5-fache gestiegen. Der verdreifachte Trockenwetterzufluss ist ein Zeichen für unzulässige Fremdwasserzutritte in die Kanalnetze. Diese, das Schmutzwasser verdünnenden Grund- und Oberflächenwasseranteile werden künftig durch die Anwendung der Selbstüberwachungsverordnung für die Kanalnetze (SüwVKan) sukzessive reduziert. Im Einzugsgebiet der Werse erfolgten an fast allen Kläranlagen Maßnahmen zu einer weitergehenden Verbesserung der Qualität der Abläufe. Sechs der zwölf Kläranlagen, die unmittelbar in die Werse einleiten, wurden in den 90er Jahren mit Phosphor-Fällungen ausgestattet. Darüber hinaus erfolgten weitere Verbesserungen der Betriebsführung, insbesondere Maßnahmen zur Verbes-

serung der Denitrifikation. In Sendenhorst und Beckum wurden außerdem umfangreiche Arbeiten zur Sanierung und Verbesserung des (Regenwasser-) Kanalnetzes ausgeführt. Diesen baulichen Verbesserungen bei der Abwasserbeseitigung ist es zuzurechnen, dass sich die Werse zum Ende der 90er Jahre wieder in die Güteklasse II und II-III verbessern konnte.

Ausblick

Eine weitere Güteverbesserung bedarf zunächst einer Herabsetzung der Nährstoffbelastung insbesondere der Kenngrößen Stickstoff (Nitrat, Ammonium) und Phosphor. Hier sind heutzutage vor allem Fortschritte bei Minderungsmaßnahmen auf der Seite der diffusen Einträge gefragt. Verschiedene Auswertungen des StUA Münster haben gezeigt, dass die Nitratfracht des Werseseinzugsgebietes in erheblichem Maße aus den diffusen, flächenhaften Einträgen stammt. Es ist bekannt, dass überhöhte Nitratgehalte in Gewässern vor allem dort zu finden sind, wo die Nitratüberschüsse der Landwirtschaft am höchsten ausfallen. Allein die mit ergiebigen Regenfällen verbundenen Hochwässer im Winter 1998/99 haben rechnerisch im Einzugsgebiet der Werse zu Nitratausträgen von ca. 50 kg/ha geführt.

Dagegen scheinen bei den sogenannten Punktquellen weitere Verringerungen der Einträge durch

bauliche Maßnahmen nur noch unter großen Anstrengungen möglich zu sein. Die amtliche Überwachung bewirkt, dass die Betreiber der Abwasserbehandlungsanlagen Vorsorge gegen Abweichungen vom Normalbetrieb mit den damit einhergehenden Spitzenemissionen treffen.

Weitere Verbesserungen der Gewässergüte werden davon abhängig sein, dass der enge Zusammenhang zwischen Fließgewässer und dem angrenzenden Landschaftsraum künftig mehr Beachtung findet. Wo immer dies möglich ist, sollte die Aue in die Entwicklung der Gewässer mit einbezogen werden. Dies wird beispielsweise bei aktuellen Planungen auf dem Stadtgebiet von Beckum berücksichtigt. Auch die Durchgängigkeit der Gewässer für wandernde Organismen ist zu beachten. Die an der Werse gelegenen Städte und Gemeinden Beckum, Ahlen, Sendenhorst und Drensteinfurt planen derzeit Maßnahmen um die Wanderung der Organismen über Stauanlagen hinweg sicherzustellen.

Die Erhebung der Gewässerstrukturgüte zeigt die aktuellen Defizite der Gewässer im Bereich der Morphologie und des Gewässerumlandes auf. Durch die Veröffentlichung der landesweiten Gewässerstrukturgütekarte, für die derzeit die Datenerhebung läuft, wird hier konkreter Handlungsbedarf noch offensichtlicher werden.

3.3.3 Ibbenbürener Aa

Darstellung des Einzugsgebietes

Die im Oberlauf Ledder Mühlenbach, im Unterlauf Hörsteler und Speller Aa genannte Ibbenbürener Aa entspringt am Nordrand des Teutoburger Waldes in ca. 110 m über N.N.. Nur im Oberlauf befinden sich noch naturnahe Fließstrecken, der Mittel- und Unterlauf ist fast durchgehend technisch ausgebaut. Das mit geringem Gefälle fließende Gewässer wird in der Stadt Ibbenbüren zum Aasee aufgestaut. Staustufen und Sohlabstürze, insbesondere der 1,5 m hohe Überlauf des Aasees stellen für Gewässerorganismen unüberwindliche Wanderungshindernisse dar (Abb. 1). Nach 40 km Fließstrecke erreicht die Aa die Landesgrenze nach Niedersachsen, wo sie nach einer Gesamtfließstrecke von 61 km bei Hanekenfähr in die Ems mündet.



Abb. 1: Auslauf des Aasees

Spezielle Belastungen des Gewässersystems der Ibbenbürener Aa

Neben den auch in der Ibbenbürener Aa vorhandenen Nährstoffeinträgen vor allem aus Kläranlagen und Landwirtschaft, gibt es im hier betrachteten Einzugsgebiet weitere, für das Münsterland eher untypische Belastungsquellen.

Der horstartig ausgebildete Schafberg, auf dem die Stadt Ibbenbüren liegt, wurde tektonisch aus einer Tiefe von ca. 2.000 m emporgedrückt. So gelangten Schichten aus dem Karbon bis unmittelbar unter die Oberfläche, was seit dem 16. Jahrhundert zu einer bergbaulichen Nutzung der Erz- und Kohlelagerstätten führte. Der Erzbergbau auf Raseneisenstein, Spateneisenstein, Zinkblende und Bleiglanz wurde 1921 eingestellt, dagegen erfuhr der Steinkohleab-

bau durch die Übernahme der damaligen Preussag im Jahre 1924 eine bis heute anhaltende Modernisierung und Mechanisierung. Die Steinkohleförderung in Ibbenbüren ist, verglichen mit anderen deutschen Steinkohlenrevieren durch die höchsten Grubenwasserzuflüsse gekennzeichnet (BÄSSLER 1970, zit. n. KASCHEK & ASCHEMEYER 1992). Die teils sauren, eisen- und sulfathaltigen, teils stark chloridhaltigen Grubenwässer werden nach der Neutralisation und chemischen Fällung des enthaltenen Eisens in die Ibbenbürener Aa eingeleitet. Durch den Zufluss von etwa 0,4 m³/s Grubenwasser wird der Abfluss der Ibbenbürener Aa (Jahresmittel 1,78 m³/s) stark erhöht.

Das Grubenwasser des im Abbau befindlichen Ostfeldes weist Chloridkonzentrationen von durchschnittlich 16.000 mg/l auf, wobei es sich um reines Kochsalz handelt. Ebenfalls stark chloridhaltig sind die an gleicher Stelle befindlichen Einleitungen zweier chemischer Betriebe, des Kraftwerks Ibbenbüren und des nicht mehr im Abbau befindlichen, vollgelaufenen Westfeldes. Im Vergleich zum Ostfeld sind die Frachten mit ca. 2 % der Tagesfracht von etwa 600 t aber zu vernachlässigen.

Gütezustand der Ibbenbürener Aa

Der Chloridgehalt (Cl^-) der Ibbenbürener Aa wurde an der Trendmessstelle beim Pegel Hörstel (nordrhein-westfälische Landesgrenze) 1999 mit 7.611 mg/l (90 Perzentil) gemessen. Die Ibbenbürener Aa ist also als übermäßig chloridbelastet einzustufen (NWUA 1980). Bereits in der Gewässergütekarte aus dem Jahr 1968 wurde der Ibbenbürener Aa unterhalb der Einleitung des Grubenwassers die Stufe stärkster Verschmutzung zugewiesen. Dies hat sich, wie die aktuelle Gewässergütekarte 1999 (Abb. 2) mit Güteklasse III-IV zeigt, bis heute nicht geändert.

Die Flora und Fauna im Gewässer ist stark verändert. Lediglich einige salztolerante Arten finden sich hier bei einem Salzgehalt der dem der mittleren Ostsee (Friedrich 1965) entspricht. Zu nennen sind brackwassertolerante Pflanzenarten wie Meersalat (*Ulva*) der Darmtang (*Enteromorpha intestinalis*) oder das kammförmige Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*). Auch *Spirulina major*, eine in salzhalti-

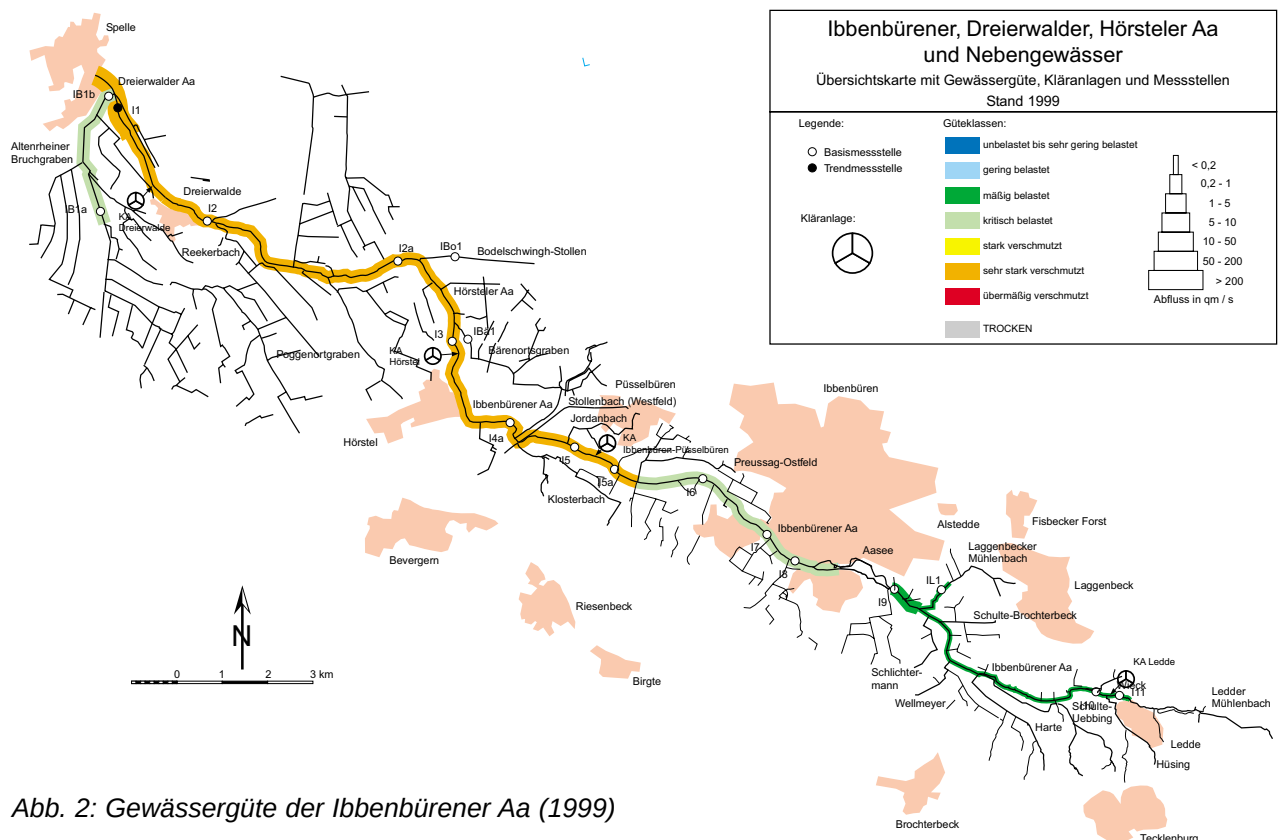


Abb. 2: Gewässergüte der Ibbenbürener Aa (1999)

gen Gewässern häufige Blaualge wurde hier gefunden. Als salztolerante Vertreter der Fauna werden der getigerte Flohkreb (Gammarus tigrinus) die Salzwasserzuckmücke (Chironomus sp., cf. halophilus), die Salzwassergnitze (Bezzia sp., cf. bicolor) und die Salzseefliege Ephydra sp. nachgewiesen. Daneben finden sich auch noch weitere Arten wie der dreistachlige Stichling (Gasterosteus aculeatus) die durch ihre hocheffektive Osmoregulation derartige Brackwasserbedingungen verkraften (HERHAUS 1983, zit. n. KASCHEK & ASCHEMEYER 1992).

Neben den extremen Salzgehalten sind in der Ibbenbürener Aa und ihren Zuflüssen auch erhebliche, besiedlungsfeindliche Eisenhydroxidausfällungen (Abb. 3) zu beobachten. Diese sind zum überwiegenden Anteil geogenen Ursprungs. Aus den Raseneisenerzen wird unter reduzierenden Verhältnissen vom Grundwasser Eisen gelöst, sobald atmosphärischer Sauerstoff hinzutritt fällt Eisenhydroxid wieder aus. Diesen Zusammenhang zeigt der mit den Eisengehalten der Ibbenbürener Aa hochsignifikant korrelierte Grundwasserstand im Einzugsgebiet.

Darüber hinaus ist das Sediment der Ibbenbürener Aa stark mit Schwermetallen belastet. Hauptverursacher war ein Betrieb der chemischen Industrie,



Abb. 3: Eisenhydroxidausfällungen am Bärenortsgraben im Einzugsgebiet der Ibbenbürener Aa

der quecksilberbelastete Abwässer aus der Chloralkali-Elektrolyse eingeleitet hat. In einem Wehrrückstau bei Dreierwalde wurde die durchschnittliche Quecksilberbelastung des Sedimentes mit

35 mg/kg TS bestimmt. Dieser hoch belastete Bereich wurde durch den Kreis Steinfurt inzwischen erfolgreich saniert, indem das belastete Gewässersediment entnommen wurde.

Ausblick

Die Gewässergütesituation der Ibbenbürener Aa wird vor allem durch die vom Bergbau verursachte extreme Belastung mit Salz geprägt. Technische Lösungen zur Entsalzung der anfallenden Grubenwässer sind zwar denkbar, erscheinen aber wegen des hohen Kosten- und Energieaufwandes weder ökonomisch noch ökologisch sinnvoll. Eine denkbare Alternative wäre die direkte Einleitung der Grubenwässer in die Ems, die die Salzfracht ohnehin aufnimmt. Wenn hier ein Salzgehalt von 400 mg/l ganzjährig eingehalten würde, was aufgrund der Abflussmengen durchaus realistisch wäre, hielten sich die ökologischen Folgen der Salzbelastung in Grenzen.

Literatur

- BÄSSLER, R. (1970): Hydrogeologische, chemische und Isotopen-Untersuchungen der Grubenwässer des Ibbenbürener Steinkohlenreviers. Zeitschrift der dt. geol. Ges., Sonderheft Hydrogeologie und Hydrochemie: 209-286.
- FRIEDRICH, H. (1965): Meeresbiologie. Berlin: Gebr. Bornträger, 436 S..
- HERHAUS, K.F. (1983): Ökologische Untersuchungen an einem versalzten Fließgewässer (Ibbenbürener Aa - Dreierwalder Aa - Speller Aa - Unterlauf der großen Aa) im Frühsommer 1982. Osnabrücker naturwissenschaftliche Mitteilungen 10: 71-95.
- KASCHEK, N. & ASCHEMEYER C. (1992): Gewässergütebericht der Stadt Ibbenbüren 1992/1993. Untersuchungsbericht im Auftrag der Stadt Ibbenbüren Bd. 2: 94 S..
- NWUA (1980): Belastung der niedersächsischen Fließgewässer mit Chlorid. Niedersächsisches Wasseruntersuchungsamt Hildesheim.

3.4 Einzugsgebiet Weser

Dr. Norbert Kirchhoff (StUA Minden)

3.4.1 Die Weser, der Mensch und das Salz:

Entwicklungsmöglichkeiten eines großen Fließgewässers in Deutschlands Mitte

Der Name **Weser** stammt vom lateinischen **Visurgis** und dem altdeutschen Wisuracha und stand für Weser und Werra, die ursprünglich als ein Fluss von etwa 760 km Länge angesehen wurden. Neben der Ems ist die Weser der einzige Strom, der

nur auf deutschem Gebiet verläuft, was bedeutet, dass niemand anderes für den Zustand dieses Flusses verantwortlich gemacht werden kann.

Die Weser entsteht heute bei Hannoversch-Münden durch den Zusammenfluss der 292 km langen Werra mit der 212 km langen Fulda. Sie wird unterteilt in die 198 km lange Oberweser (bis zum Durchbruch durch das Weser/Wiehengebirge bei Porta Westfalica), die 166 km lange Mittelweser (bis Bremen), die 65 km lange Unterweser (bis ins Wattenmeer) und die 35 km lange Außenweser (bis ins offene Meer) (Abb. 1).

Das Einzugsgebiet der Weser umfasst 46.306 km² (davon 6.945 km² Fulda und 5.491 km² Werra) und ist damit größer als Dänemark (ca. 44.400 km²) oder die Schweiz (ca. 41.300 km²) und entspricht in etwa einem Achtel der Fläche Deutschlands (356.904 km²). Der mittlere Abfluss (MQ) der Weser liegt im 10-jährigen Vergleich (1985-94) am Ende der Oberweser beim Pegel Porta bei 193 m³/s und am Ende der Mittelweser beim Pegel Intschede bei 334 m³/s.

Die Weser ist eine Bundeswasserstraße mit ständigen Arbeiten zur Erhaltung und zum weiteren Ausbau der Schiffbarkeit. Während die Unter- und Mittelweser bis zur Anbindung an den Mittellandkanal bei Minden für die Frachtschifffahrt genutzt wird und in den letzten Jahren verstärkt für den Verkehr mit dem sogenannten Europaschiff und dem Großmotorgüterschiff ausgebaut wurde, wird die Oberweser im wesentlichen nur von den Touristikschiiffen der „Weißen Flotte“ befahren und dies auch nur auf einzelnen Teilstrecken während der Sommermonate.

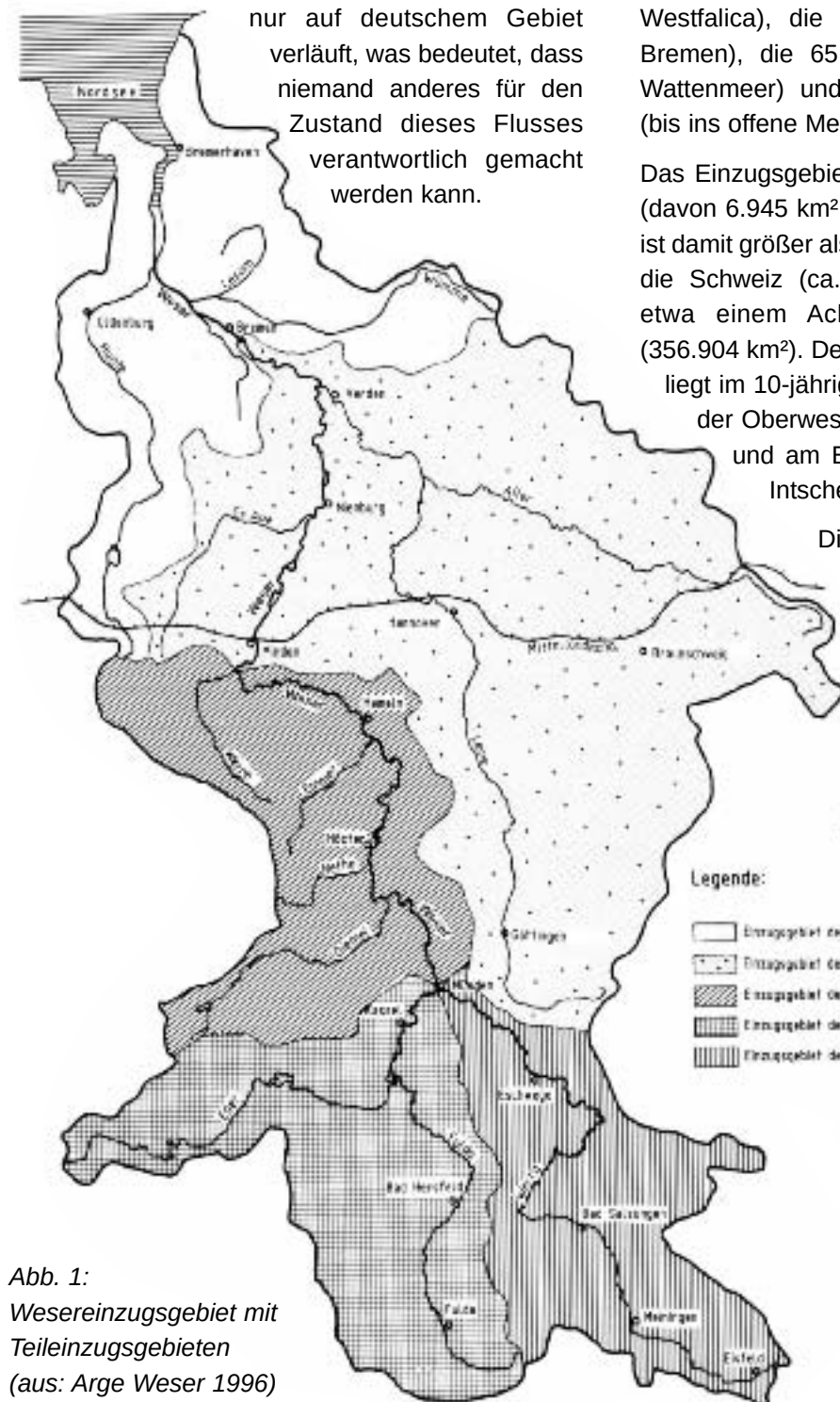


Abb. 1:
Wesereinzugsgebiet mit
Teileinzugsgebieten
(aus: Arge Weser 1996)



Abb. 2: Das Weser-Jade-Ästuar: Eintragspfad für die Nähr- und Schadstofffracht der Weser in die Nordsee (BfG Koblenz, 1993)

Die Flusslandschaft der Weser unterlag seit dem Rückzug des Meeres aus diesem Gebiet vor etwa 30 Millionen Jahren einem ständigen natürlichen Wandel. Erst in den letzten 6000 Jahren befand sich das vom Menschen unbeeinflusste Längsprofil des Flusses ohne nennenswerte Tiefenerosion im Gleichgewicht. Im Gegensatz zu vielen Abschnitten des Oberweserlaufs, der schon frühzeitig zwischen den widerstandsfähigeren Gesteinen des mittleren Buntsandsteins und Muschelkalks weitgehend festgelegt worden war, pendelte der Fluss im mittleren und unteren Abschnitt infolge der Seitenerosion lebhaft in seiner Aue. Während somit das enge Tal der Oberweser vor allem durch Stromspaltungen, Kiesbänke und Hochflutrinnen gekennzeichnet war, wurde die Mittelweser in der breiten Talaue durch eine reiche Mäander- und Altarmbildung charakterisiert. Seit jener Zeit erfolgten großräumige Veränderungen der Lebensgemeinschaften der Aue nicht in erster Linie durch die Ablagerungs- und Ausräumungsarbeit des Flusses, sondern als Reaktion auf Klimaschwankungen und natürliche Arealverschiebungen. Mit der Einwanderung der Buche nach Mitteleuropa in der jüngeren Stein- bis Bronzezeit um 2000 v. Chr. erhielt die Landschaft ihre charakteristische Prägung, die sich in wesentlichen Zügen bis heute erhalten hätte, wenn nicht der Mensch zwischenzeitlich zum bestimmenden Landschaftsgestalter geworden wäre.



Abb. 3: Oberweser oberhalb Schiffsanleger Fürstenberg

Homo sapiens als Leitart der Auenlandschaft

Die zunehmende Umwandlung der Naturlandschaft in eine Kulturlandschaft durch den Menschen, die mit dem 5. Jahrhundert n. Chr. intensiv begann, führte zunächst zu einer großflächigen Entwaldung und einer damit verbundenen starken Auelehm-bildung. Aufgrund dieser einschneidenden Lebens-raumveränderungen und infolge einer verstärkten Bejagung von Säugetieren (Ur, Wisent, Braunbär, Biber, Fischotter) und Vogelarten (Fischadler, Seeadler, Uhu) gingen viele der ursprünglichen Tier- und Pflanzenarten drastisch zurück oder starben aus.

Später erfolgten weitere massive Eingriffe in den Flusslauf durch die Schifffahrt, die ab dem 12. Jahr-hundert zunächst als Flößerei begann und sich dann als Treidelschifffahrt, bis zur heutigen Großschifffahrt entwickelte. Dies führte u. a. zu einem Ausbau der Fahrrinne, zu einer über weite Strecken naturfernen Uferbefestigung, zu einem erheblichen Wasserverlust von bis zu 17 m³/s durch Einspeisung von Weserwasser in den Mittelland-kanal, zum Bau der Eder- und Diemeltalsperre mit dem Ziel der Sicherung des Schiffsverkehrs in Niedrigwasserperioden, zur Errichtung von 8 Weser-Staustufen, zum Bau von Schleusen-kanälen und zu einer künstlichen Vertiefung und Gestaltung des Flusses zur Anpassung an immer größere Schiffseinheiten.



Abb. 4: Mittellandkanal vor der Überquerung der Weser in Minden, Blick nach Osten auf das Wasserstraßenkreuz

Auch durch die zunehmende Einleitung von kom-munalen und industriellen Abwässern, die intensive Landwirtschaft und den Bau von Siedlungen und Gewerbebetrieben in der Aue kam es zu weiteren

tiefen Einschnitten in das Ökosystemgefüge des Flusses. Es verschwanden viele ursprünglich heimi-sche Tier- und Pflanzenarten aus dem Wesergebiet, wie z. B. die Flussperlmuschel, das Flussneunauge, der Lachs, die Meerforelle und weitere Fischarten. Statt dessen wird die Lebensgemeinschaft der Weser durch anspruchslose Ubiquisten, Neozoen (z. B. der Schlickkrebs *Gammarus tigrinus*) und einige wenige Speisefischarten, insbesondere den Aal, repräsentiert. Letzterer muss wegen fehlender Wandermöglichkeiten infolge der Barriere-wirkung der 8 Staustufen in der Weser regelmäßig künstlich eingebracht werden.

Heute, am Anfang des 21. Jahrhunderts, ist die Weser, die durch den Zusammenfluss ihrer Quell-flüsse Werra und Fulda in Hannoversch-Münden entsteht, in einem traurigen strukturellen Zustand. Das ehemals reich gegliederte Flusssystem, das wie alle Ströme der europäischen Urlandschaft viel-fach mit der umgebenden Flusslandschaft verknüpft war, ist weitgehend von seiner Aue abgeschnitten, in ein künstliches Bett gepresst und zu einem degradierten Fließgerinne verkommen. Durch die fortgesetzten Ausbau- und Unterhaltungsmaß-nahmen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen, einer Bundesbehörde, wird dieser unbefriedigende Zustand nicht nur beibehalten, sondern ständig wei-ter verschlechtert. Die im Auftrag der ARGE-Weser 1998 erstellte Gewässerstrukturgütekarte weist die Weser als merklich bis stark geschädigt aus und stellt sie von Münden bis unterhalb von Bremen durchgehend als gelb und orange markiertes Band dar.

Auch die stofflichen Belastungen sind trotz aller Bemühungen der vergangenen Jahre noch hoch. Während jedoch die Verschmutzung mit leicht abbaubaren organischen Schadstoffen infolge des intensiven Ausbaus der meisten Kläranlagen im Wesereinzugsgebiet deutlich abgenommen hat und so der Sauerstoffhaushalt der Weser auf hohem Niveau stabilisiert werden konnte, treten andere gefährliche Schadstoffe (z. B. Pestizide, Arznei-mittel, endokrin wirkende Substanzen und weitere Problemstoffe wie z. B. EDTA und Schwermetalle) in den Vordergrund.

Der Zufluss der Werre in Bad Oeynhausen stellt nach wie vor eine große Belastung für den Stoffhaushalt der Weser dar. Die Werre nimmt einen Großteil der Abwässer aus den Haushalten sowie

aus den Gewerbe- und Industriebetrieben Ostwestfalens auf. So leiten u.a. die Städte Horn-Bad Meinberg, Detmold, Lage, Bad Salzuflen, Bielefeld, Herford, Bünde, Kirchlengern, Löhne und Bad Oeynhausen ihre behandelten Abwässer über die Werre und die Weser in die Nordsee.

Weser mit bis zu 544 mg/l CSB, 7,5 mg/l Phosphat-P und 70 mg/l Ammonium-N belastete. Die KA Wehrden ist seit 1997 stillgelegt.

Weitere Verschmutzungen erfolgten durch die KA Höxter, die bis zu 15 mg/l Ammonium-N in die



Abb. 5: Einmündung der Werre (am unteren Bildrand) in die Weser bei Bad Oeynhausen. Die rechte Weseraue wird nach erfolgter Auskiesung als Freizeitzentrum genutzt. Im Hintergrund das Wiehen- und Wesergebirge mit der Porta Westfalica.

Darüber hinaus leiten verschiedene kommunale und gewerbliche Kläranlagen (KA) ihre Abwässer direkt in die Weser ein. Hierdurch wird der Fluss teilweise erheblich belastet. Die folgenden Angaben beziehen sich nur auf nordrhein-westfälische Abwassereinleitungen im Überwachungszeitraum 1995 – 97. Die Belastungen aus den anderen Bundesländern sowie aus dem Harzbergbau werden hier nicht berücksichtigt.

So wurden 1995 an der Oberweser im Ablauf der Kläranlage des mittlerweile abgeschalteten KKW Würgassen der Preussen Elektra 17,5 mg/l Ammonium gemessen. Der Ablauf der KA der Textilveredlungs-GmbH in Beverungen wies bis zu 152 mg/l CSB und bis zu 1,2 mg/l Kohlenwasserstoffe auf.

Weiter flussabwärts belastete die KA Beverungen die Weser mit bis zu 102 mg/l CSB, 48 mg/l Ammonium-N, 67 mg/l anorg. N und 1,9 mg/l Phosphat-P, gefolgt von der KA Wehrden, die die

Weser einleitete, durch die KA Albaxen (seit Ende 97 stillgelegt), mit Ablaufwerten von bis zu 33 mg/l Ammonium-N, 109 mg/l CSB und 62 mg/l anorg. N, durch die KA Möllbergen mit Ablaufwerten von bis zu 16 mg/l Ammonium-N und die KA Varenholz, die die Weser mit bis zu 33 mg/l anorg. N, 763 mg/l Chlorid, 9 mg/l Ammonium-N und 2 mg/l Phosphat-P belastete.

Am Beginn der Mittelweser wurde der Fluss durch die Abwassereinleitung (bis zu 140 m³/h und bis zu 28,5°C warm) des Gemeinschaftskraftwerks Veltheim belastet, das die Weser mit Abwärme, Chlorid, Fluorid, Sulfat, AOX, CSB und mit verschiedenen Schwermetallen anreicherte. Die Temperaturdifferenz in der Weser oberhalb und unterhalb der Abwärmeeinleitung des Kraftwerkes Veltheim betrug am 18.06.1996 mit 2,8 K zwar weniger als die maximal erlaubten 3 K, jedoch kann hieraus nicht unbedingt geschlossen werden, dass die Temperaturvorgaben der EG-Fischgewässer-Richt-

linie (Differenz TW max. 3 K) eingehalten waren, da nach der Richtlinie hierfür Messungen an der Grenze der Mischungszone erforderlich sind. Die bisherige GÜS-Messstelle in der Weser unterhalb des Kraftwerks wie auch die Messfrequenz und der Parameterumfang sind für eine Überprüfung nach der EG-Fischgewässer-Richtlinie nicht geeignet.

Vor Einmündung der Werre erfuhr die Weser weitere Abwassereinleitungen aus der KA Vlotho (bis zu 6 mg/l Phosphat-P, 37 mg/l Ammonium-N und 52 mg/l anorg. N) und der KA Feenweg der Stadt Porta-Westfalica (bis zu 6 mg/l Phosphat-P, 49 mg/l Ammonium-N und 30 µg/l Kupfer).

In Minden wurde die Weser durch 2 industrielle Kläranlagen, KA Knoll (bis zu 350 m³/h) und KA Deutsche Gelatine (bis zu 50 m³/h) und die Kläranlage der Stadt Minden (bis zu 4900 m³/h) belastet.

Im Ablauf der KA Knoll, wurden bis zu 217 mg/l CSB, 73 mg/l Ammonium-N (ab 1998 bleiben die Ammoniumkonzentrationen allerdings deutlich unter 2 mg/l !), 73 mg/l anorg. N, 440 µg/l AOX und 3760 mg/l Chlorid sowie eine Abwassertemperatur von bis zu 31°C gemessen.

Die Fa. Deutsche Gelatine leitete bis zu 1,8 mg/l Phosphat-P, 1,46 mg/l Nitrit-N, 15 mg/l Ammonium-N und 85 mg/l CSB in die Weser ein.



Abb. 6: Winter an der Mittelweser. Im Hintergrund rechts die Kläranlage Minden und links ein Kieswerk

Sehr gute Ablaufwerte erzielte die KA Minden, die von 1995 bis heute bei über 40 Kontrolluntersuchungen den Konzentrationsbereich von 0,5 mg/l für Phosphat-P immer und für Ammonium-N fast immer (außer je einmal mit 1,3 mg/l in 1996 und

3,3 mg/l in 1997) unterschritten hatte. Auch die Gehalte von bis zu 32 mg/l CSB und 15 mg/l anorg. N waren nur gering. Mit einem Abwasservolumen von bis zu 5.000 m³/h ist die Reinigungsleistung der KA Minden für die Gewässergüte der Weser von großer Bedeutung.

Im Bereich der Stadt Petershagen wurde die Weser durch die Abwässer der Deponie Heisterholz, die bis zu 115 mg/l CSB, 348 mg/l anorg. N, 160 µg/l AOX, 40 µg/l Nickel, 12 mg/l Ammonium-N und 1.900 mg/l Chlorid aufwiesen, belastet.

Auch die Abwässer der Tonindustrie Heisterholz trugen mit bis zu 2,3 mg/l Phosphat-P, 24 mg/l Ammonium-N, 124 mg/l CSB und 145 mg/l Kohlenwasserstoffen zur Verschmutzung der Weser bei.

Nördlich von Petershagen belastete das Kühlwasser (bis zu 27.000 m³/h) aus dem Kraftwerk Heyden die Weser mit Abwärme (bis zu 27 °C), Salzen, AOX und Schwermetallen. Auch in diesem Bereich kann wegen fehlender geeigneter Untersuchungen die Einhaltung der EG-Fischgewässer-Richtlinie in der Weser im Rahmen des GÜS nicht überprüft werden.

Kali & Salz ...und kein Ende?

Seit Anfang des 20. Jahrhunderts wurde die Weser zusätzlich zu den anderen Beeinträchtigungen sehr stark durch die Ablaugen der Kaliindustrie in Hessen und Thüringen belastet. Bereits 1911 wurden in der Werra bis zu 2.300 und in der Weser bei Münden bis zu 1.740 mg/l Chlorid gemessen.

Während sich Hessen und Thüringen bis 1951 an die seit 1942 gültigen Begrenzungen der Ablaugeneinleitungen in die Werra von 2.500 mg/l Chlorid und 50°dH in der Werra bei Gerstungen gehalten hatten, wurden diese Begrenzungen durch die Regierung der DDR ab spätestens 1968 völlig ignoriert. Seitdem wurden von der thüringischen Kaliindustrie unabhängig vom Abfluss jährlich über 30 Millionen Kubikmeter Salzabwasser mit einer Chloridfracht von etwa 180 kg/s in die Werra eingeleitet.

Die bundesdeutsche Kaliindustrie in Hessen wiederum hat die vereinbarten Grenzwerte nur dadurch eingehalten, dass sie neben einer Einleitung von Salzabwasser in die Werra einen großen Anteil ihrer Abwässer in den Untergrund des porösen Plattendolomits verpresst hat. Außerdem wurden in

Hessen parallel auch abwasserarme Produktionsverfahren entwickelt.

Die gewaltigen Salzfrachten von ca. 300 kg/s, die direkt über Abwassereinleitungen oder indirekt über Abschwemmungen von oberirdischen Salzhalden und über wieder zutage tretende, ehemals verpresste Ablaugen in die Werra gelangten, führten und führen bis heute zu erheblichen Schäden in den betroffenen Gewässern Werra und Weser.

Neben den sehr hohen Chloridkonzentrationen, der höchste noch an der Station Porta gemessene Wert lag bei über 8.000 mg/l, sind die teilweise extremen Schwankungen für die Organismen im Gewässer besonders schädlich. Dies führte dazu, dass fast alle Süßwasserbewohner ausstarben bzw. nur vereinzelt in den Süßwasserfahnen der Nebenflüsse überlebten.

Die Weser wurde für viele höherwertige Nutzungen (z. B. zur Trinkwassergewinnung) unbrauchbar und der Fischertrag ging von 200 kg/ha in den zwanziger Jahren über 80 kg/ha in den sechziger Jahren auf heute 4-5 kg/ha zurück. Die Berufsfischerei an der Weser ist nahezu erloschen.



Abb. 7: Im Unterwasser der Staustufe Schlüsselburg: Der letzte Berufsfischer an der nordrhein-westfälischen Mittelweser. Den meisten der hier abwandernden Aale bleibt für ihre Wanderung nur der verlustreiche Weg durch die Turbine der Wasserkraftanlage. Wer es dennoch schafft, läuft Gefahr im Netz der Aalfänger zu landen

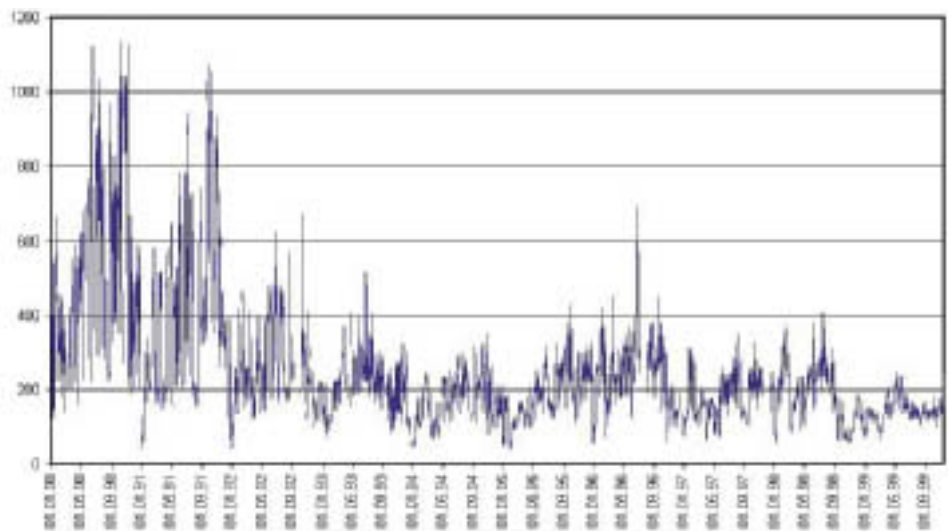
Nach der Wiedervereinigung der beiden deutschen Staaten 1990 beschlossen der Bund und die 5 Weser-Anliegerländer Bremen, Niedersachsen,

Nordrhein-Westfalen, Hessen und Thüringen ein Sanierungsprogramm, das in den Folgejahren eine wesentliche Verbesserung bringen sollte. Hinzu kam, dass aufgrund der wirtschaftlichen Rezession einige der einleitenden Betriebe stillgelegt wurden. Bereits dies führte zu einer erheblichen Senkung der Chloridbelastung in Werra und Weser.

Das Ziel der von Bund und Ländern mit erheblichen Mitteln geförderten Sanierungsmaßnahme, die 1996 abgeschlossen sein sollte, war neben der Vergleichsmäßigung in erster Linie eine so weitgehende Verringerung der Salzbelastung, dass in der Mittelweser ein Wert von etwa 400 mg/l Chlorid nicht mehr überschritten werden sollte. Eine Belastung mit bis zu 400 mg/l Chlorid wird innerhalb der Wasserwirtschaft je nach Autor von mäßig belastet (DVWK 98, NLÖ 95 und BONESS 95) über kritisch belastet (ZIEMANN 97) bis erhöht belastet (LAWA-AK"ZV" 96) bewertet. Einig ist man sich jedoch, dass die ständige Einhaltung einer Obergrenze von 400 mg/l Chlorid zu einer weitgehenden Regeneration der limnischen Lebensgemeinschaften in der Weser führen würde. Die so erhofften Veränderungen in der Organismenbesiedlung sollten in einem Langzeit-Forschungsprojekt beobachtet werden.

Der deutliche Rückgang der Salzbelastung zwischen 1992 und Mitte 1995 (Abb. 8) war erwartungsgemäß nicht ohne Einfluss auf die Lebensgemeinschaft des Flusssystems Weser geblieben. Es waren merkbare Unterschiede zu verzeichnen. Die differenziertesten Reaktionen zeigten aufgrund der kurzen Generationszeiten die Algen des Plankton und des Benthos. In den wegen der erheblichen Schwankungen des Salzgehaltes immer wieder einsetzenden „Süßwasserperioden“ wurden deutlich niedrigere Chlorophyll-a-Gehalte als Folge verringerten Algenwachstums in der Weser gemessen. Diese Umstrukturierung der Algengesellschaft bedeutete für die nachfolgenden Glieder der Nahrungskette eine wesentliche Veränderung des Nahrungsangebotes. Betroffen waren hiervon zunächst die Filtrierer und Strudler (z. B. Muscheln, Schwämme, Moos- und Rädertierchen) später auch alle sich anschließenden Konsumenten des Makrozoobenthos. Sowohl in der Oberweser als auch in der Mittelweser gingen die halophilen Zoobenthosarten zugunsten der halotoleranten Arten zurück. Auffällig war das Überwiegen filtrierender und Feindetritus fressender Arten. Ein ausgewogenes Nahrungsnetz in der trophischen Pyramide hatte

Abb. 8:
Entwicklung der Salzbe-
lastung der Weser an der
Meßstation Porta von
1990 – 1999



sich jedoch noch nicht eingestellt. Dies macht deutlich, wie stark das Ökosystem Weser einerseits durch die planktische Primärproduktion gesteuert wird, andererseits aber die Entwicklung einer vollständigen Lebensgemeinschaft durch hohe und stark schwankende Salzgehalte noch immer verhindert wird.

Auch bezüglich der Fischfauna waren seit 1994 erste Lichtblicke zu verzeichnen. So konnte durch fischereibiologische Untersuchungen gezeigt werden, dass in der Oberweser eine Reproduktion fast aller vorkommenden Arten stattfand, die Jungfische gut abwuchsen und dass auch bei den geschlechtsreifen Fischen, trotz der teilweise noch zu hohen Krankheitsrate, merkliche Verbesserungen in der Artenzusammensetzung und Kondition der Tiere festzustellen waren.

Die das Sanierungsprogramm begleitenden Untersuchungen wurden im Fachausschuß 4.10 des DVWK „Salzbelastung der Fließgewässer: Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem“, der im Auftrag der ARGE-Weser tätig war, seit 1993 durchgeführt. Sie sollten bis zum Abschluß der Sanierung, der für 1996 vorgesehen war, weitergeführt werden, um praktisch in einem Großversuch die Veränderungen des Flusssystems Werra/Weser beobachten zu können. Der vorläufige Abschlußbericht wurde 1998 durch den Fachausschuß vorgelegt.

Mittlerweile ist die Zeit vorangeschritten und die Realität hat allzu hohe Erwartungen eingeholt. Der seit 1992 festgestellte deutliche Rückgang der Salzbelastung von Werra und Weser hatte sich ab

Ende 1995 zunächst nicht weiter fortgesetzt. Mit dem erneuten Wiederanstieg der Salzkonzentration in den Jahren 1996 und 1997 fanden die positiven Entwicklungen innerhalb der aquatischen Lebensgemeinschaft der Weser zunächst ein jähes Ende. Auch waren die Konzentrationsschwankungen noch immer sehr ausgeprägt (Abb. 8). 1996 wurden in der Ober- und Mittelweser erneut Chloridgehalte von über 1000 mg/l, 1997 in der Oberweser von über 1.300 mg/l gemessen. Im Mündungsbereich der Werra in die Weser bei Hannoversch-Münden kam es im Sommer 1997 nach dem Ende der Betriebsferien bei Kali & Salz infolge von drastisch gestiegenen Chloridbelastungen (mehr als 9.000 mg/l!) sogar wieder zu einem Fischsterben. Das groß angelegte Bund-Länder-Sanierungskonzept zur Verringerung der Salzbelastung von Werra und Weser hatte sein Ziel nicht erreicht, zumindest nicht fristgerecht. Die Firma Kali & Salz hatte entgegen der Vereinbarung nur einen Teil der zugesagten technischen Maßnahmen umgesetzt.

Die Hoffnungen und Erwartungen ruhten somit weiterhin auf der möglicherweise zu optimistischen Annahme, dass die vollmundig angekündigten geplanten technischen Maßnahmen zur Reduzierung der Salzbelastung durch die Inbetriebnahme der Ausgleichsbecken mit abflussabhängiger Abgabesteuerung und durch Nutzung weiterer und anderer Speichermöglichkeiten auch konsequent umgesetzt werden würden.

Jetzt, seit Ende 1999, scheint sich tatsächlich in Folge verschiedener Maßnahmen endlich eine dauerhafte Entlastung für die Weser zu ergeben. So stiegen 1999 die gemessenen Werte der elektri-

schen Leitfähigkeit als Maß für die Salzbelastung (Abb. 8) in der Mittelweser an der Meßstation Porta nicht mehr wesentlich über 200 mS/m an, was in etwa einem mittleren Chloridgehalt von 400 mg/l entspricht. Ursächlich hierfür sind zum einen das seit 1998 durchgeführte Einbringen des festen Rückstandssalzes in leere Grubenbaue und zum anderen die Vergleichmäßigung der Salzwassereingleitungen zu Niedrig- und Hochwasserzeiten durch den Betrieb eines unterirdischen Pufferspeichers, für den im Juni 1999 vom Landesverwaltungsamt Weimar die Genehmigung erteilt worden war. Ab diesem Termin darf die Firma Kali & Salz befristet für 5 Jahre Salzsole in der Gerstunger Mulde versenken und im 5. Jahr wieder zurückfördern. Es wird sich zeigen, ob die getroffenen Maßnahmen ausreichen und vor allem dauerhaft zu Verbesserungen für die Gewässergüte der Weser führen werden.

logische Gesamtplanung an Weser, Werra und Fulda erarbeitet. Die Arbeiten sind abgeschlossen, der Abschlußbericht wurde 1996 veröffentlicht.

Ziel der ökologischen Gesamtplanung Weser war es, Grundlagen zu liefern für eine Verbesserung, Entwicklung und Wiederherstellung der natürlichen Lebensbedingungen, um so über Bewirtschaftungspläne und entsprechende Maßnahmenprogramme die von der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderte „gute ökologische Qualität“ im Einzugsgebiet der Weser zu erreichen.

Als Ergebnis wurden neben der Erfassung, Darstellung und Bewertung des ökologischen Ist-Zustands von Weser, Werra und Fulda Grundaussagen zur künftigen ökologischen Entwicklung der Flussgebietslandschaft und im Hinblick auf spezielle Themen auch konkrete Vorschläge in Form von



Abb. 9: Die Weser beim Durchbruch durch das Wiehen-/Wesergebirge bei Porta Westfalica kurz oberhalb der Weser-Messstation Porta. Die Bauarbeiten an der neuen Weserbrücke mußten während des Hochwassers im Januar 1994 unterbrochen werden. Der Wasserstand am Pegel Porta lag bei 6,04 m.

Ökologische Gesamtplanung Weser: Zukunftsprogramm oder Mogelpackung?

Parallel zu den Bemühungen um eine Reduktion der Salzbelastung der Weser wurden ebenfalls im Auftrag der ARGE-Weser im DVWK-Fachausschuß 4.12 „Ökologie der Gewässerlandschaft“ Grundlagen, Leitbilder und Entwicklungsziele für eine öko-

Modellvorhaben als Beispiele für weiterreichende Planungsansätze vorgelegt.

Hierbei werden die Gewässer im Einzugsgebiet der Weser ganzheitlich als vernetzte Elemente der Landschaft gesehen, die mit ihren Gewässerbetten und ihren Ufern und Auen eine funktionelle Einheit bilden. Bei allen Entwicklungsvorschlägen werden

Menschen mit einbezogen, denn auch in Zukunft soll die Weserniederung eine Landschaft sein, in der der Mensch siedelt, Handel treibt, sich erholt und auf deren Wegen und Straßen er unterwegs ist. Es ist kein Widerspruch, eine solche Zukunftsperspektive mit einem Landschaftsbild zu vereinen, dessen Charakteristikum eine Vielfalt von Landschaftsstrukturen und pflanzlichen und tierischen Lebensformen ist und das insgesamt einen funktionsfähigen Naturhaushalt darstellt.

Auf der Basis der so entwickelten Leitbilder für Werra, Fulda und Weser werden hier beispielhaft für den Problembereich *Wasserwirtschaft und Schifffahrt* folgende Maßnahmen für den ökologischen Umbau der Weserlandschaft ausgewählt und aufgeführt:

- kein Neubau von Wehren.
- bei bestehenden Wehren ist deren Notwendigkeit zu überprüfen; vorzugsweise Rückbau bzw. Ersatz durch Sohlgleiten o. ä.
- bei absolut notwendigen Wehren ist das Vorhandensein von geeigneten und funktionsfähigen Wanderungshilfen für alle Gewässerorganismen, vorzugsweise als Umgehungsbäche, sicherzustellen.



Abb. 11: Staustufe Petershagen, vom Unterwasser aus gesehen. Die Hauptströmung aus dem Ablauf der Turbine verläuft rechts im Bild. Der ungünstig gestaltete und wenig frequentierte vorhandene Fischpaß liegt auf der anderen Seite der Weser und somit im Hinblick auf die für die Wanderfische entscheidende Lockwirkung der Hauptströmung falsch

- neben der aquatischen ist auch die linienhafte Vernetzung im amphibischen und terrestrischen Bereich der Ufer und Auen zu gewährleisten. Hierzu gehört auch eine standorttypische uferbegleitende Vegetation in naturnaher Breite, die möglichst kontinuierlich und unter Ausnutzung aller Möglichkeiten auch innerhalb geschlossener Ortschaften fortzuführen ist.



Abb. 10: Beginn der Mittelweser oberhalb von Minden, im Hintergrund erstreckt sich die Norddeutsche Tiefebene



Abb. 12: Oberweser bei Wehrden: Abschnittsweise sind naturnah entwickelte Uferabschnitte in den Buchten zwischen den Buhnen zu finden

- Ufer und Auen sind naturnah zu gestalten. Die natürliche Überflutungsdynamik (periodische Überflutung und Trockenfallen) ist zu gewährleisten.

- Hochwasserschutz im herkömmlichen Sinn ist zu hinterfragen. Flächenhafte Maßnahmen zum

Hochwasserschutz sind zu Gunsten von objektbezogenen Schutzmaßnahmen zurück zu nehmen. Bestehende Dammbauten und Deiche sind auf ihre tatsächliche Notwendigkeit zu überprüfen und ggf. zu beseitigen oder zurück zu nehmen. Ehemalige Retentionsflächen und Hochwasserumfluter in der Aue sind zu reaktivieren. Der Bau von Hochwasserrückhaltebecken soll nur noch als letzte Möglichkeit (und auch dann nicht als Dauerstau) zur Anwendung kommen, wenn alle naturgemäßen Möglichkeiten ausgeschöpft sind.

- Der Ackerbau im Überschwemmungsbereich der Aue ist zurückzudrängen. Im Anschluß an die uferbegleitende Vegetation sind in den Flussauen bevorzugt standorttypische Auen- oder Bruchwälder zu erhalten oder einer natürlichen



Abb. 13: Bei Hochwasserereignissen wird sehr deutlich, welche Bereiche der Weseraue von Bebauung und ackerbaulicher Nutzung freigehalten werden müßten, um einerseits eine naturnahe Flussentwicklung zu ermöglichen und andererseits volkswirtschaftliche Schäden durch Hochwässer zu vermeiden



Abb. 14: Hochwässer auf Ackerfluren führen zu unerwünschten Erosionsschäden



Abb. 15: Hochwässer auf Grünland fließen meist schadlos wieder ab

Sukzession zu überlassen. In Teilbereichen können auch extensive Grünlandnutzung sowie Feuchtwiesen eine akzeptable Alternative zum ursprünglich standorttypischen Auwald sein.

- Altwässer, Altarme und Tümpel sind wichtige Lebensräume für die Organismengemeinschaften der Flussaue. Eine Verfüllung dieser Gewässer ist zu unterlassen, bereits verfüllte Gewässer sind wieder herzustellen. In Einzelfällen kann eine Ausbaggerung bestehender Altwässer zur Verminderung der Verlandung und in den meisten Fällen ein zeitweiser Anschluß an das Fließgewässer sinnvoll sein. Auch Möglichkeiten zur Neuanlage autotypischer Stillgewässer als Folgenutzung von z. B. Baggerseen sind zu nutzen.
- Gewässerausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen im herkömmlichen Sinn sind zu unterlassen. Statt dessen sind nachhaltige Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen durchzuführen, mit dem mittelfristigen Ziel einer Stärkung der gewässertypischen Morphodynamik und Strukturvielfalt und einer allmählichen, weitgehend selbständigen Wiederherstellung charakteristischer Habitatstrukturen in der Weserlandschaft.



Abb. 16: Weser südlich des Wiehengebirges bei Hochwasser

- Beidseitig der Gewässer sind Uferstreifen aus jeder Nutzung heraus zu nehmen. Die Uferstreifen sind naturnah zu gestalten oder der natürlichen Entwicklung zu überlassen und müssen auf jeder Seite wenigstens so breit sein, wie die obere Gewässerbreite, mindestens aber 30 m.



Abb. 17: Mittelweser oberhalb von Schloß Petershagen, dem Zufluchtsort der Mindener Bischöfe während des 800-jährigen Bestehens des Bistums Minden

- Im Bereich von Wasserstraßen kann durch eine naturschonende Gestaltung und Unterhaltung der Buhnen (z. B. Trennung der Buhnen vom Ufer, Verbindung einzelner Buhnenteiche zu Nebenarmen, Förderung von Röhricht- und Gehölzbeständen) eine erhebliche ökologische Aufwertung von Buhnenfeldern erreicht werden.



Abb. 18: Buhnenteiche wie hier an der Oberweser bei Albaxen stellen ökologisch hochwertige Uferstrukturen dar und können wenigstens ansatzweise die Lebensraumfunktion von Altwässern übernehmen

- Deckwerke aus Schüttsteinen sind zu unterlassen. Sie sind meist naturfremd und führen zu einer dauerhaften Monotonisierung der Uferbereiche; naturraumtypische Strukturen, wie Sand- und Kiesbänke können sich nicht entwickeln.

- Vorhandene Deckwerke sind bis auf ein unbedingt notwendiges Maß an wenigen kurzen Uferabschnitten, an denen Erosion nicht geduldet werden kann, schrittweise zurück zu bauen. Deckwerke dürfen nicht mit Zement, Bitumen oder ähnlichen Materialien befestigt oder versiegelt werden. Beton- und Spundwände sind nur zur Sicherung von kleinräumigen Bauwerken (z. B. Brückenpfeilern) akzeptabel und ansonsten zu entfernen.

Weitere erforderliche Maßnahmen auch zu den Problembereichen „Landwirtschaft“, „Rohstoffgewinnung“, „Erholung und Freizeit“, „Verkehr“ und „Siedlung und Gewerbe“ sind im Abschlußbericht der „Ökologischen Gesamtplanung Weser“ enthalten.

Die Ergebnisse der ökologischen Gesamtplanung wurden am 21. August 1996 in Minden anlässlich einer Weserfahrt der interessierten Öffentlichkeit durch die 3 Umweltministerinnen aus Niedersachsen, Hessen und Nordrhein-Westfalen sowie durch Regierungsvertreter aus Bremen und Thüringen vorgestellt. Wie die damalige Vorsitzende der ARGE-Weser NRW-Umweltministerin Bärbel Höhn betonte, werden im Rahmen dieses ökologischen Fünf-Länder-Bündnisses 3 Milliarden Mark von den Weser-Anrainerländern bereitgestellt, um das Handlungskonzept zur ökologischen Erneuerung der Weserregion umzusetzen. Die konkreten Inhalte der ökologischen Gesamtplanung wurden dem Fachpublikum auf dem Wesersymposium im November 1996 in Bremen vorgestellt.

Als Einstieg in die Umsetzung der ökologischen Gesamtplanung Weser und im Vorgriff auf die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, die voraussichtlich im Laufe des Jahres 2000 vom Europäischen Parlament verabschiedet wird, hat Nordrhein-Westfalen als erstes Bundesland an der Weser mit dem dringend erforderlichen Umbau der Fischtreppe in Petershagen und Schlüsselburg und dem Neubau von Umgehungsbächen an diesen beiden Staustufen der Weser den Anfang gemacht. Seit März 1998 liegen die Ausführungsplanungen vor, mit den Baumaßnahmen kann begonnen werden.

Mit der Übernahme dieser Umbaumaßnahmen durch das Land NRW mit einem Finanzvolumen von ca. 2 Mio. DM wurde im Zusammenhang mit dem

Projekt Weserlachs 2010 zur Wiederansiedlung von Wanderfischen im Wesereinzugsgebiet ein wichtiges Signal für die ökologische Erneuerung und Durchgängigkeit der Weser für Wasserorganismen gesetzt, in der Hoffnung, dass auch die anderen Weseranrainerländer diesem Beispiel folgen. Mittlerweile wird auch in den anderen Anliegerländern intensiv an einer Verbesserung der Durchgängigkeit an den Weserstaustufen (z. B. in Hameln) und an anderen Wehren im Einzugsgebiet von Weser, Werra und Fulda gearbeitet. Das gerade von der ARGE Weser neu aufgelegte „Aktionsprogramm Flussgebiet Weser 2000 – 2010“ berücksichtigt ebenfalls die Ziele der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie im Hinblick auf die Herstellung der „guten ökologischen Qualität“ an den Gewässern mit ihren Ufern und Auen.

Es wird sich in den kommenden Jahren zeigen, ob es der Politik, der Umweltverwaltung und der Wirtschaft tatsächlich gelingt, die Weser wieder zu einem funktionierenden limnischen Ökosystem werden zu lassen oder ob das ehrgeizige ökologische Sanierungsprogramm scheitert. Neben dem Schicksal der Weserregion steht auch die Glaubwürdigkeit von Politik und Verwaltung auf dem Spiel.

Literatur

- BACHMANN, J. & HARTMANN, H. (Hrsg.) (1987): Schifffahrt, Handel, Häfen. Beiträge zur Geschichte der Schifffahrt auf Weser und Mittellandkanal; J.C.C. Bruns Verlag, Minden 1987.
- DASENBROCK, D. (Hrsg.) (1987): Stadt, Land, Weser-Fluss; Schifffahrt, Handel, Industrie von Münden bis zur Mündung; Bremen, Steintor 1987.
- BÖTTCHER, H. & GERKEN, B. & LEUSHACKE, CH. & SIELAFF, U. (1991): Schutz- und Pflegekonzept für die Nordrhein-westfälische Weseraue, Abschlußbericht, Universität – Gesamthochschule Paderborn, Abteilung Höxter, 1991.
- ARGE Weser (Hrsg.) (1996): Ökologische Gesamtplanung Weser; Grundlagen, Leitbilder und Entwicklungsziele für Weser, Werra und Fulda, Abschlußbericht und Grundlagenbände I + II, Wassergütestelle Weser, Hildesheim, 1996.
- DVWK (Hrsg.) (1998): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem, Moser Druck und Verlag GmbH, Rheinbach, 1998.
- ARGE Weser (im Druck): Aktionsprogramm Flussgebiet Weser 2000 – 2010; Mit der Weser ins 21. Jahrhundert.

3.4.2 Der Emmerstausee: Ein Eingriff mit Folgen

Die Emmer entspringt im Südosten der Mittelgebirgslandschaften Teutoburger Wald und Eggegebirge in 250 m über NN nördlich von Bad Driburg in Nordrhein-Westfalen, fließt bei Bad Pyrmont über die Landesgrenze nach Niedersachsen und mündet nach 67 km Fließstrecke bei Emmerthal in die Weser. Obwohl das Einzugsgebiet der Emmer nur gering besiedelt ist, wird die Aue intensiv genutzt. Die Aueböden (vorwiegend Gleye) werden von feinsandigen Lehmen bis lehmigen Tonen gebildet, die stark erosionsgefährdet sind. Schon bei geringeren Niederschlägen werden in großem Umfang sandig-lehmige Feinpartikel in die Emmer eingetragen, die diese stark trüben. Die Emmer zeichnet sich auf weiten Strecken durch einen überwiegend natürlich mäandrierenden Fließverlauf aus.

waren neben dem Landesverband Lippe der damalige Kreis Detmold und die Stadt Schieder-Schwalenberg. Als Kernstück der geplanten Wochenend- und Ferienerholungsanlage sollte die Emmer in ihrem Auenbereich bei Schieder zu einem See mit einer Wasserfläche von 90 ha bei einer Länge von ca. 3,5 km und einer Breite zwischen 150 – 500 m angestaut werden. Die wesentlichen Funktionen des Emmerstausees, im Volksmund auch „Lippisches Meer“ genannt, sollten im Bereich von Freizeit und Erholung liegen. Darüber hinaus sollte der Emmerstausee auch den Hochwasserschutz für die unterhalb an der Emmer liegenden Ortschaften verbessern.



Abb. 1: Der Emmerstausee

Der Aufstau der Emmer

1972 wurde zum Bau und Betrieb der geplanten Emmertalsperre die „Erholungszentrum Schieder GmbH“ gegründet. Mitglieder der Gesellschaft

Dass der Aufstau eines Fließgewässers, insbesondere wenn dieses im Oberlauf zahlreichen Belastungen durch kommunale Abwässer und durch landwirtschaftliche Nutzungen ausgesetzt ist, problematisch ist, war den Entscheidungsträgern vor dem

Baubeginn bekannt. Die Umgestaltung eines Fließgewässers zu einem Stillgewässer führt immer zu einschneidenden Veränderungen in morphologischer, physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht. Das Fließgewässer verliert u. a. das natürliche Transportregime für Schwebstoffe und Sedimente und seine Längsdurchgängigkeit. Im neugeschaffenen Stillgewässer führt der Verlust des Faktors Strömung zu einer völligen Veränderung des Sauerstoff-, Temperatur- und Nährstoffhaushalts. Mit den Lebensbedingungen ändern sich naturgemäß auch die Lebensgemeinschaften, so dass die ursprünglichen Fließgewässerarten durch typische Stillgewässerorganismen, z. B. das Plankton ersetzt werden. Diese tiefgreifenden Veränderungen bleiben jedoch in der Regel nicht auf den Staubeereich beschränkt, sondern beeinflussen auch die sich unterhalb des Sees anschließende Fließgewässerstrecke.

Trotz dieser Erkenntnisse hofften die Betreiber und Planer, die Probleme in den Griff zu bekommen. Durch Beschluss des Regierungspräsidenten Detmold vom 22.11.1977 wurde die Emmertalsperre planfestgestellt. Mit der Verwirklichung der Baumaßnahme konnte begonnen werden. Nach Abschluss der Bauarbeiten wurde im November 1982 mit dem Anstau des Sees begonnen. Am 23.03.1983 war das Stauziel erreicht.

Heute sind auf dem See alle Arten des Wassersports (z. B. Segeln, Surfen, Bootfahren) möglich; nicht zugelassen ist das Baden (da die Badewasserqualität nach der EG-Richtlinie nicht dauerhaft erreicht wird) und der Betrieb von Freizeitbooten mit Verbrennungsmotoren. Rund um den See bestehen im Uferbereich zahlreiche Einrichtungen für Familienfreizeiten und Sportaktivitäten einschließlich der erforderlichen Parkplätze und Restaurantsbetriebe. Desweiteren gibt es auch beruhigte Bereiche zur natürlichen Entwicklung und Wander-, Rad- und Kutschwege rund um den See (Abb. 1). Eine Personenschiffahrtlinie mit Bedarfshaltestellen im gesamten Seebereich ist eingerichtet. Zur Nutzung der Wasserkraft wurde 1997 eine Turbine zur Stromgewinnung eingebaut, die im Bereich der Rentabilitätsgrenze arbeitet.

Auf eine Wanderhilfe zum Auf- und Abstieg für die Wasserorganismen in der Emmer zur Überwindung der ökologischen Barriere „Emmerstausee“ und zur Wiederherstellung der linienhaften Durchgängigkeit der Emmer wurde jedoch verzichtet.

Die ökologischen Folgen des Eingriffs

Bedingt durch den Aufstau wird das Wasser der Emmer für längere Zeit im See zurückgehalten. Durch diese sogenannte Verweilzeit (je nach Wasserführung zwischen wenigen Tagen und mehreren Wochen) kommt es im Emmerstausee entsprechend dem vorherrschenden Nährstoffangebot zu starker Planktonentwicklung. Diese führte bisher regelmäßig, insbesondere während der Sommermonate, begünstigt durch geringen Abfluss, hohe Wassertemperaturen und intensive Sonneneinstrahlung, zu Algenmassenentwicklungen. Dadurch ergaben sich geringe Sichttiefen, hohe Sauerstoffübersättigungen und intensive Braun- oder Grünfärbungen des Wassers mit deutlich alkalischer Reaktion. Auch die Besiedlung mit Fischen hat sich entsprechend verändert. In der Talsperre haben sich hohe Bestände an Weißfischen, insbesondere Plötzen und Döbel entwickelt. Zeitweise erreichen auch die Hecht- und Barschbestände ein hohes Niveau.

Auch in der Emmer unterhalb des Stausees können die Folgen dieses als Eutrophierung bezeichneten Prozesses beobachtet werden. Beim Abfluss des Seewassers werden die Planktonorganismen mechanisch zerstört und sterben ab. Infolge der hiermit verbundenen starken Verwirbelungen entstehen aus den freigewordenen organischen Substanzen Schaumflocken (Abb 3), die sich in mehr oder weniger großem Umfang zusammenschließen und zeitweise als geschlossener Schaumteppich die Emmer heruntertreiben. Desweiteren sind unterhalb des Stausees sämtliche Substrate im Gewässerbett der Emmer durch die ständige Sedimentation von Schwebstoffen flächendeckend mit einer dünnen Schlammschicht überzogen, die besiedlungsfeindlich wirkt. Die Lebensgemeinschaft ist verarmt und besteht überwiegend aus Arten, die sich entsprechend dem Nahrungsangebot filtrierend oder als Weidegänger ernähren, wie z. B. Muscheln, Schwämme und Schnecken. Typische Fließgewässerarten, wie z. B. Eintagsfliegenlarven sind nur als Einzelfunde vertreten.

Beim Vergleich der Wassertemperaturen an den Messpunkten oberhalb und unterhalb des Emmerstausees fällt im Sommer nach der Seepassage eine Temperaturerhöhung um bis zu 3 °C auf. Damit wird die EG-Fischgewässerrichtlinie an der Emmer, die der EG-Kommission als Salmoni-

dengewässer benannt worden ist, bezüglich des Grenzwertes von 1,5 °C für die Aufwärmspanne eines Salmonidengewässers nicht immer eingehalten.

Die Fischereiausübungsberechtigten in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen haben bezüglich der Emmer unterhalb des Stausees in den letzten Jahren wiederholt über Wassertrübungen, Verdriftungen von Barschen und Hechten aus dem See und der damit einhergehenden Dezimierung der Salmonidenbestände geklagt. In dem 1998 erstellten hydrobiologischen Gutachten zur Auswirkung der Emmertalsperre auf den Fischbestand der Emmer kommt der Gutachter zusammenfassend zu dem Ergebnis, dass es durch den Stausee zu gravierenden negativen Veränderungen des natürlichen Fischbestands der Emmer gekommen ist.



Abb. 2: Äsche

Nach den Kriterien der fischereilichen Zonierung gehört die Emmer natürlicherweise zur Äschenregion, in der neben der Leitart Äsche (Abb. 2) auch die Bachforelle und weitere standorttypische Fischarten auftreten. Durch den Bau der Talsperre hat sich die ursprüngliche Fischbesiedlung der Emmer im Bereich der Talsperre und oberhalb von den früher dominierenden Arten der Salmonidenregion eindeutig zu den Arten der Cyprinidenregion verschoben und sich somit erheblich vom natürlichen Zustand entfernt. Auch die Fischbestände der Emmer unterhalb der Talsperre wurden durch den Stausee eindeutig negativ verändert. Dabei sind die ersten Flusskilometer unterhalb der Staumauer so gravierend beeinträchtigt, dass sie nicht mehr als Salmonidengewässer bewirtschaftet werden können. Auch die weiter flussabwärts liegenden Gewässerabschnitte sind in Mitleidenschaft gezogen.

Im einzelnen sind folgende Kenngrößen verändert:

- ⇒ das qualitative und quantitative Artenspektrum der Fischfauna,
- ⇒ die mit den Fischen z. B. über das Nahrungsnetz verbundenen weiteren Mitglieder der Lebensgemeinschaft (z. B. Periphyton, Plankton, Makrozoobenthos und Makrophyten)
- ⇒ die Gewässergüte
- ⇒ die Wassertemperatur
- ⇒ der pH-Wert
- ⇒ der Sauerstoffgehalt
- ⇒ der Nährstoffgehalt
- ⇒ die Schaumentwicklung unterhalb der Staumauer
- ⇒ die natürliche Gewässerentwicklung (Hochwasserdynamik, Sedimentfracht, etc.)
- ⇒ das Fließgewässerkontinuum durch die vollständige Verhinderung der Wanderung von Fischen und anderen Organismen

Insbesondere die Faktoren „Schaumentwicklung“, „Sedimententzug“, „Verfälschung der Fischfauna der Emmer durch den Einfluss des Stausees“ und die „dauerhafte Verhinderung von natürlichen Organismenwanderungen aufgrund der fehlenden Durchgängigkeit der Emmer“ sprechen für eine längere Schadensstrecke, die im Fall der fehlenden Durchgängigkeit für Wanderfische sogar weit über die Betrachtung der Emmer allein hinausgeht.



Abb. 3: Schaumentwicklung

Zukünftige Sanierungsmaßnahmen

Auf der Basis der vorliegenden Erkenntnisse erscheint es sinnvoll, die Schadensstrecke sowohl oberhalb als auch unterhalb der Talsperre in mehrere Schadensbereiche unterschiedlichen Grades zu differenzieren. Entsprechend der graduellen Einstufung in Schadensbereiche könnten auch die Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen abgestuft festgelegt, bzw. im günstigeren Fall differenziert darüber nachgedacht werden, durch welche Möglichkeiten die Schäden beseitigt oder wenigstens vermindert werden können.

Zur Verminderung der festgestellten Beeinträchtigungen werden folgende Maßnahmen- und Handlungsempfehlungen gegeben:

1. die Durchführung einer intensiven fischereilichen Bewirtschaftung des Emmerstausees zur Verminderung der Verfälschung der Fischbesiedlung in der oberen und unteren Emmer,
2. die Durchführung geeigneter Besatzmaßnahmen in der Emmer,
3. die Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Emmer durch den Bau eines Umgehungsbaues (Emmertalsperre im Nebenschluss).

Insbesondere die letztere grundlegende Maßnahme ist auch zur ökologischen Sanierung der Emmer und des Wesereinzugsgebietes im Hinblick auf die „Ökologische Gesamtplanung Weser“ (ARGE Weser, 1996), die Bestrebungen der Arge Weser zur Wiederansiedlung von Wanderfischen im Wesereinzugsgebietes (ARGE Weser 1996) und die Flussgebietspläne und Maßnahmenprogramme zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie erforderlich.

Der geringen Siedlungsdichte und der im Emmertal auch heute noch verbreiteten Grünlandnutzung in der Talaue ist es zu verdanken, dass hier ein größeres Fließgewässer vorgefunden wird, welches bis zum Bau des Emmerstausees durch Ausbau vergleichsweise wenig in Mitleidenschaft gezogen worden war. Kennzeichnend hierfür war und ist noch das Vorkommen zahlreicher gefährdeter Tier- und Pflanzenarten.

Im Bereich unterhalb des Emmerstausees ist die Emmer mit ihren Auen als länderübergreifendes Naturschutzgebiet ausgewiesen. Bei entsprechenden weiteren Anstrengungen auf dem Gebiet der Abwasserbehandlung, der Verminderung der Belastungen aus der Landwirtschaft und der dringend erforderlichen Maßnahmen zur Herstellung der linienhaften Durchgängigkeit durch den Bau von geeigneten Organismenpässen an den Stauwehren in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen besteht an der Emmer die gute Chance, in näherer Zukunft die Gewässergüteklasse II zu erreichen und die Emmer als wichtiges Laichgewässer für den Weserlachs zurückzugewinnen. Aufgrund dieser Tatsachen und dem hohen Entwicklungspotenzial verdient die zukünftige Entwicklung der Emmer besondere Aufmerksamkeit.

Literatur

- ARGE Weser (Hrsg.) (1996): Ökologische Gesamtplanung Weser; Grundlagen, Leitbilder und Entwicklungsziele für Weser, Werra und Fulda. Abschlußbericht, Wassergütestelle Weser, Hildesheim.
- ARGE Weser (1996): Merkblatt zur Wiederansiedlung von Wanderfischen im Wesereinzugsgebiet, Wassergütestelle Weser, Hildesheim.
- SPÄH, H. (1998): Hydrobiologische Gutachten zur Auswirkung der Emmertalsperre auf die Emmer. Auftraggeber: Bezirksregierung Detmold.
- Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Entwurfsstand der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vom Oktober 1999

3.5 Einzugsgebiet Maas

3.5.1 Entwicklung der Gewässergüte in der Wurm

Renate Fischer (StUA Aachen)

Einzugsgebiet und naturräumliche Gliederung

Die Wurm ist ein Nebengewässer der Rur (Eifelrur), deren Flussgebiet nördlich des Eifelraumes und westlich der Rur liegt. Der Quellbereich der Wurm liegt im Süden der Stadt Aachen auf einer Höhe von ca. 280 m ü. NN im Aachener Wald. Nach etwa 53 km Fließstrecke mündet die Wurm nördlich von Aachen bei Heinsberg-Kempen in die Rur. Diese mündet wiederum bei Roermond in den Niederlanden in die Maas. Auf der gesamten Länge der Wurm beträgt der Höhenunterschied etwa 120 m, was einem mittleren Gefälle von 2,3‰ entspricht. Die Wassermenge in Aachen oberhalb der Einmündung des Haarbaches beträgt bei Mittelwasserführung etwa 0,3 m³/s, an der Mündung kommen dann fast 3,5 bis 4 m³/s zum Abfluss. Die Größe des Einzugsgebietes beträgt etwa 354 km², auf dieser Fläche leben mehr als 460.000 Einwohner, davon ca. 240.000 in Aachen. Die Wurm hat mit dem Wildbach und dem Haarbach sowie in ihrem weiteren Verlauf mit dem Broicherbach, Amstelbach, Übach und dem Beeckfließ einige nennenswerte Nebengewässer.

Im Einzugsgebiet der Wurm lassen sich unter geologischen und morphologischen Gesichtspunkten vier große Bereiche differenzieren:

- ◆ die sandigen Schichten der Limburger Kreidetafel im Quellgebiet der Wurm südlich der Stadt Aachen gelegen;
- ◆ die Festgesteinsschichten, mit oberflächlich anstehendem steinkohleführendem Oberkarbon zwischen Ende des Aachener Talkessels und Herzogenrath, in die die Wurm relativ tief eingeschnitten ist. Dort vorhandene Talterrassen sind durch Gesteinshebungen entstanden;
- ◆ der Lockergesteinsbereich mit der tief in tertiäre und quartäre Sande, Kiese und schluffige Talfüllungen eingeschnittenen Wurmaue, die sich von Herzogenrath bis Randerath in den Bereich des Niederrheinischen Tieflandes erstreckt;
- ◆ das Auesystem der Rur, dem die Wurm ab Randerath als Niedrigungsgewässer zufließt.

Die Wurmnieferung ist durch wechselnd mächtigen, sandigen oder tonigen Auelehm, der über den Flusssanden, -kiesen und -schottern liegt, charakterisiert. Es handelt sich um vom Grundwasser und teilweise von Überflutungen mehr oder weniger stark geprägte, geologisch junge Böden.

Die landwirtschaftliche Nutzung im Bereich des Oberlaufes der Wurm erfolgt überwiegend durch Weidewirtschaft. Von diesem sich von Aachen weiter in den Norden, bis in den Kreis Heinsberg, erstreckenden Bereich geht es anschließend in den großen bis zur Mündung reichenden, weitgehend ackerbaulich und weidewirtschaftlich geprägten Abschnitt über.

Strukturentwicklung 1970 bis 1999

Biologische Untersuchungen zeigen immer wieder, dass die Güte eines Gewässers auch von seiner Struktur und seinem Umfeld abhängig ist. Unter naturnahen Gegebenheiten ist beispielsweise die Selbstreinigungskraft eines Fließgewässers höher und in weitaus größerem Maße in der Lage, organische Belastungen abzubauen, als es in einem gradlinig gestreckten Gewässerband mit zügigem Abtransport von Wasser wie auch seiner Inhaltsstoffe möglich ist. Bezüglich der Wurm lässt sich über verschiedenartige Strukturen sowie über Veränderungen während der vergangenen 30 Jahren berichten.

Das Ursprungsgebiet der Wurm liegt im Aachener Hügelland, an den südlich gelegenen Anhöhen und Waldhängen, die den sogenannten Aachener Talkessel begrenzen. Das Gewässer wird aus verschiedenen Quellbächen gespeist, die bereits nach wenigen hundert Metern zuerst dem Staubecken Diepenbenden und unterhalb dann direkt den Bachverrohrungen der in dem Talkessel liegenden Stadt zufließen. Auf etwa vier Kilometern Strecke unter Aachen geführt, erreicht das Wasser der Wurm mitsamt einer Vielzahl ihm bis dahin zugeflossener, ebenfalls im Stadtgebiet weitgehend verrohrter Nebengewässer (Beverbach, Gillesbach, Pau, Goldbach, Kupferbach, Johannisbach etc.) im Nord-Osten der Stadt wieder das Tageslicht.

Nachdem die Wurm am Europaplatz zutage tritt, verläuft sie zuerst in einem ziegelsteingemauerten Vollprofil ohne Sohlstruktur. Auf dem folgendem Teilstück (ca. 5 km) begradigt, in vielfältig oftmals sehr technischem Ausbauzustand, mit Uferbefestigungen und Steinschüttungen versehen, tritt sie aus dem Talkessel von Aachen heraus. In diesem Abschnitt fließen ihr der Haarbach sowie der Wildbach zu.

Unterhalb der Kläranlage Aachen-Soers geht die Wurm in einen strukturreichen, naturnahen Abschnitt einer offenen Talaue über, in dem sich eine eindrucksvolle Flusslandschaft mit einer ausgeprägten Fließgewässerdynamik zeigt. Die Wurm durchfließt mäandrierend die teilweise mehrere hundert Meter breite Grünlandaue und prägt die Landschaft durch ihren frei schwingenden, weitgehend unbeeinträchtigten Verlauf und mit dem sich dadurch ausbildenden Strukturreichtum. Diese Vielseitigkeit zeigt sich an bis zu mehreren Metern hohen Steilufern und deren Abbruchkanten im Wechsel mit Anlandungen an weit ausladenden Gleitufeln der in unterschiedlich weiten Windungen verlaufenden Wurm (Abb. 1).



Abb. 1: Wurm bei Würselen-Pumpermühle im Naturschutzgebiet Wurmatal nördlich von Aachen

Die Beschreibungen von Kies- und Sandbänken, Stromschnellen in flachen Abschnitten und Ausbildung von Kolken in Bereichen starker Eintiefungen mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten geben nur ein annäherndes Bild des Formenreichtums wieder. Zu diesem Bild gehören auch die wechselnden Breiten des Gewässers mit 5 bis 10 Meter und Tiefen mit 0,3 bis 1 Meter, sowie die unterschiedlich starke Beschattung durch abwechslungsreichen Bewuchs der Uferbereiche mit sporadischem Bestand bachbegleitender Silberweide und Schwarzerle.

Der Talraum, mit einer sich von über einem Kilometer bis auf wenige hundert Meter verändernden Talbreite, wird von zum Teil sehr steilen und überwiegend bewaldeten Talhängen eingerahmt. Ein Naturraum wie dieser, mit der ihn begleitenden Flora und Fauna, ist landesweit kaum mehr ein zweites Mal anzutreffen und im Besonderen erhaltens- und schützenswert. Dieser bemerkenswerte Abschnitt (Abb. 2) von ca. 8 km erstreckt sich bis Herzogenrath oberhalb der Einmündung des Broicherbaches. Seiner herausragenden Bedeutung entsprechend wurde dieser Bereich als Naturschutzgebiet (NSG) ausgewiesen sowie als Flora-Fauna-Habitat (FFH) gemäß der Flora-Fauna-Habitat- und Vogelschutz-Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft der Kommission gemeldet.



Abb. 2: Wurm nördlich von Herzogenrath, Silberweiden-Auwald in Wildnis-Worm

Unterhalb der Kläranlage Aachen-Soers hat die Wurm nach Zuführung großer Abwassermengen einen deutlich höheren Abfluss. Bei Trockenwetter besteht hier ihre Wasserführung zu mehr als 90 % aus gereinigten Abwässern der Kläranlagen Soers und Eilendorf. Auf einem kurzen Abschnitt von etwa 1,8 km in der Stadt Herzogenrath unterhalb der Einmündung des Broicherbaches bis zur niederländischen Grenze oberhalb der Kläranlage Worm befindet sich die Wurm seit Anfang der 70er Jahre in ausgebautem Zustand, begradigt und technisch, teilweise mit Spundwänden befestigt. In der Innenstadt von Herzogenrath behindert ein Sohlabsturz die Durchgängigkeit des Fließgewässers von unten nach oben.

Anschließend hat die Wurm unterhalb der Kläranlage Worm bis zum Amstelbach nochmals eine naturbelassene Fließstrecke von ca. 3 km freien, ungeregelten Verlaufes in einer typischen Wildfluss-

landschaft auf niederländischem und deutschem Hoheitsgebiet. Diese Bereiche wurden wegen ihres hohen ökologischen Wertes als Rest eines Silberweiden-Aubbruchwaldes als NSG ausgewiesen. Hier ist die Wurm sich selbst überlassen, wild den eigenen Weg frei fließend und nach Umfeld und Struktur in einer weitgehend naturnahen Situation. Als Grenzgewässer hat sie in diesem Bereich einen Abschnitt grenzüberschreitenden Verlaufes. Die Abschnitte unterschiedlicher Flusssdynamik wechseln, da die Wurm von einer oder beiden Talseiten erheblich durch z.B. Bebauung, Aufschüttungen, Bergehalde sowie einen Bahndamm eingeengt wird oder aber der Raum zum freien Fließen und Pendeln vorhanden ist. Durch die Fließgewässerdynamik und die durch erhöhte Wasserführung zudem verstärkte Kraft des Wassers sind Erosionen bedingt, die sowohl an der Sohle Eintiefungen, auch aufgrund rückschreitender Erosion, als auch im Uferbereich Abbrüche verursachen können.

Einige Maßnahmen zur Ufersicherung sind in den Jahren 1980 bis 1991 durchgeführt worden, u. a.:

- ◆ Im Bereich der Kläranlage Worm wurden in den 80er Jahren Ufer mit Hilfe von Weidenfaschinen und Gabionen gesichert, da eine den Abwasserkanal gefährdende Situation vorhanden war.
- ◆ Die Uferbefestigungsarbeiten in dem Abschnitt oberhalb der Einmündung des Amstelbaches wurde Mitte der 80er Jahre durchgeführt. Dabei wurden Böschungen mit Weidengeflecht und Faschinen befestigt und der Böschungsfuß durch Schüttungen gesichert.
- ◆ Starke Abbrüche am rechten Ufer der Wurm unterhalb Amstelbach wurden durch ein Hochwasser 1987 verursacht und führten zu einer Gefährdung des Bahndammes. Die notwendigen Sicherungsmaßnahmen wurden 1991 fertiggestellt.

Eine zweite Verlegung der Wurm im Bereich einer großen Aufschüttung unterhalb der Einmündung des Amstelbaches auf niederländischem Hoheitsgebiet (Bau eines Natodepots) wurde ebenfalls in diesen Jahren durchgeführt.

Noch vor Rimborg beginnend, sind der Mittel- und Unterlauf der Wurm – mit 29 km mehr als die halbe Gesamtlänge – bis hin zur Mündung in die Rur durch den streng technischen Ausbau der 50er bis 70er Jahre geprägt, gleichförmig begradigt mit Ufer-

festlegungen durch Steinstickung bzw. Steinschüttung und weitgehend, ohne begleitendes Ufergehölz, unbeschattet (Abb. 3).



Abb. 3: Wurm bei Geilenkirchen-Süggerath im Kreis Heinsberg

Der Bau des Regelprofils ging mit der Tieferlegung der Flusssohle einher. Zudem kam es zum Rückgang der Retentionsräume und Versickerungsflächen, da Auenbereiche im Rahmen dieser Maßnahmen zum Teil aufgeschüttet und überbaut worden sind. Zu diesen Ausbaumaßnahmen gehörten bei der Wurm auch die insgesamt 11 Sohlgleiten. Dabei handelt es sich um 20 bis 30 m lange, als Rauhbettgerinne bezeichnete Strecken mit einem Gefälle 1 : 10 bis 1 : 20, in denen größere Steine mit dem Fuß in betonierten Untergrund fest eingesetzt sind. Ein Fischaufstieg von Unterwasser zu Oberwasser kann hierüber stattfinden. Sie dienen dem Wirkungsausgleich des, durch den Ausbau verursachten, vergrößerten Gefälles. Die Begradigung – zur zeitnahen Ableitung großer Wassermassen – hat Fließstrecken verkürzt und Überstauungen verhindert. Ohne Maßnahme hätte dies die Fließgeschwindigkeiten übermäßig erhöht und auch die in Verbindung damit auftretenden Schleppspannungen, durch welche Geschiebe-Verfrachtungen und Austiefungen des Gewässerbettes verursacht werden, sehr groß werden lassen. Die Sohlgleiten sollen also dem Wasser die Kraft nehmen. Bei dem angestrebten Gefälle von etwa 1 – 1,25 ‰ findet in der Regel kein Materialtransport statt.

An der Mündung treffen bei Mittelwasserführung etwa 3,5 bis 4 m³/s der Wurm auf ungefähr 13 m³/s in der Rur, die im Einmündungsbereich der Wurm ebenfalls technisch ausgebaut ist. Das Verhältnis der Wasserführungen von Wurm zu Rur beträgt somit bei Trockenwetter etwa 1 zu 4.

Von der gesamten Fließstrecke der Wurm haben nur noch 11 Kilometer naturnahen Charakter. Die restlichen 42 Kilometer, das entspricht ca. 80 % ihrer Länge, sind technisch ausgebaut.

Entwicklung der Abwasserreinigung

Etwa seit 1970 hat ein intensiver Ausbau aller kommunalen Kläranlagen und ab 1988 ein Ausbau mit weitergehender Abwasserreinigung stattgefunden, der Ende 1999 seinen vorläufigen Abschluss fand.

Die Maßnahmen der Abwasserreinigung sind, neben der Stilllegung verschiedener Betriebe, in großem Maße verantwortlich für die Güteverbesserung der Wurm. Anlass und Arbeitsgrundlage für die Weiterentwicklung und Verbesserung der Abwasserreinigung sind in diesen Jahren immer die Ergebnisse der regelmäßig durchgeführten biologischen Gewässeruntersuchungen gewesen, die durch ihren Untersuchungsrythmus auch automatisch zur Erfolgskontrolle wurden und dann gegebenenfalls zu weiteren Maßnahmen führten.

An der Wurm bestand bereits viele Jahre vor 1970 (Gütebericht 1965) eine desolade Situation mit vollkommen überforderten Abwasseranlagen bei überwiegend vorhandenem Mischsystem. Auch bei Trockenwetter gab es viele Einleitungen ungereinigten Schmutzwassers und zusätzliche Einleitungen bei auch nur geringem Niederschlag. Regenabschläge, über die große Mengen ungereinigte Abwässer direkt in die Wurm gelangten, waren die Regel. Die Wasserführung der Wurm aus der Stadt Aachen betrug oberhalb der Kläranlage Aachen-Soers mitsamt aller Nebengewässer der Stadt ca. 0,5 m³/s und war bereits stark verschmutzt. Dazu kamen ungereinigte Abwässer aus den letzten Regenabschlägen oberhalb der Kläranlage und aus anderen Kanälen der Stadt. Lediglich 600 l/s Abwasser wurden der sanierungsbedürftigen Kläranlage Soers der Stadt Aachen zur Reinigung zugeführt. 70 % des damaligen Abflusses der Wurm bestand aus gänzlich ungereinigten Abwässern.

Im Aachener Raum waren die erzeugende und verarbeitende Metallindustrie und die Tuchindustrie, mit Färberei und Appretur, die frühest angesiedelten Gewerbe. Aus Aachen also bereits durch kommunales wie auch gewerbliches Abwasser, z. B. ungereinigte Abwässer der o. g. Färbereibetriebe, beeinträchtigt, war der weitere Verlauf der Wurm bald unterhalb der Kläranlage Aachen-Soers ab Würse-

len-Teut wesentlich durch die Einwirkung von Industrieabwässern aus Steinkohle-Zechen geprägt.

Der Steinkohlebergbau hat die Wasserqualität der Wurm stark und nachhaltig beeinflusst. Das Gewässer war in seinem gesamtem Verlauf schwarz durch Kohlepartikel der eingeleiteten Kohlewaschwässer und der Kokereiabwässer. Schaumberge trieben flussabwärts. Die Salzbelastung durch die im Sumpfungswasser enthaltenen Chloride war hoch.

Die aus Sicherheitsgründen Untertage eingesetzten schwerentflammbaren Hydraulikflüssigkeiten, nach 1940 waren es PCBs, ab Anfang der 80er Jahre wurde der PCB-Ersatzstoff Ugilec verwendet, wurden über die Sumpfungswässer in die Wurm eingeleitet und fanden sich im Sediment wieder. Seit Anfang der 90er Jahre gehen die Belastungen durch PCBs und PCB-Ersatzstoffe, die unter Verdacht stehen von krebserzeugenden Stoffen begleitet zu werden, stark zurück (vgl. Kap. 8.2).

In Herzogenrath siedelte sich schon früh die Glasherstellung an, deren Produktionsabwässer ebenfalls der Wurm zugeleitet wurden. Auch kamen Abwässer anderer Betriebssparten, wie beispielsweise nur unzureichend vorgeklärte Abwässer aus Lederfabriken und am Unterlauf aus einem großen Chemiebetrieb in Heinsberg-Oberbruch, zur Einleitung. In Heinsberg-Oberbruch wurde Mitte der 70er Jahre die einzige in die Wurm ableitende Industriekläranlage als chemisch-biologische Kläranlage gebaut.

Viele Tuchhersteller und Färbereien in Aachen haben in den vergangenen Jahren die Direkteinleitungen eingestellt bzw. es erfolgte die Schließung von Betrieben. Der Steinkohlebergbau ist seit den frühen 90er Jahren vollständig geschlossen. Die Lederfabrikation an der mittleren Wurm, gekennzeichnet durch ausgesprochen hohe CSB-Belastungen und weitere, durch Behandlungsstoffe bedingte Belastungen für die Wurm, ist Anfang der 80er Jahre eingestellt worden.

Die zufließenden Bäche Broicherbach, Amstelbach, Übach und Beeckfluss waren ebenfalls durch Zechenabwässer des Steinkohlebergbaus beeinflusst. Trotz einer Verringerung der Verschlammung nach Schließung von Zechen bzw. durchgeführter Haldenverrieselung von kohlepartikelhaltigem Abwasser, befanden sie sich in schlechtem Zustand. Auch alle anderen Nebengewässer waren ebenfalls stark verschmutzt. Für die Beschreibung des Haar-

baches wurden Formulierungen gewählt, wie z. B. stark graubraun gefärbt, kräftig muddiger Geruch, ziemlich trüb, schäumendes Wasser, Ablagerung von Ortsabfällen und vor allem schwarzer Faulschlamm.

Keine Kläranlage, deren Abwässer der Wurm zufließen, genügte zur damaligen Zeit angemessenen Anforderungen einer Reinigung. Abwasser wurde entweder nicht gereinigt, zumeist nur mechanisch oder im Einzelfall auch biologisch. Die mechanischen Kläranlagen dieser Zeit waren überlastet oder veraltet. Andere arbeiteten nicht zufriedenstellend. Wenige Kläranlagen befanden sich im Bau.

So sah die Situation der Wurm bis zu ihrer Mündung in die Rur im Hinblick auf die Wasserqualität bis Mitte der 70er Jahre sehr schlecht aus.

Aber in dieser Zeit erfolgte, wie andersorts auch, ein Nachrüsten auf dem Abwassersektor und der Ausbau von biologischen Kläranlagen an der Wurm. Dieser Nachholbedarf der biologischen Abwasserreinigung fand sein vorläufiges Ende zu Beginn der 80er Jahre. Bei den beiden Aachener Kläranlagen erfolgte ein größerer Ausbau nach seinerzeit technischem Standard mittels „biologischer Reinigungsstufe“. Diese Maßnahme wurde bei der Kläranlage Eilendorf von 1976 bis 1980, bei der Kläranlage Aachen-Soers in den Jahren 1977 bis 1982 durchgeführt. Erste Verbesserungen der Gewässergüte waren zeitversetzt bereits in den darauf folgenden Jahren feststellbar.

Auf der Grundlage des durch das ehemalige StAWA im Jahr 1985 erarbeitete „Wurmgutachten“ wurde ein Gesamtkonzept erstellt, das einen umfangreichen Katalog von weitreichenden Sanierungsvorschlägen an die Einleitungen zur Verbesserung der Gewässergüte der Wurm enthielt. Durch Umsetzung von erhöhten Anforderungen an die Einleitungen durch die Wasserbehörden kam es zu umfangreichen Ausbaumaßnahmen an vielen Kläranlagen und Anlagen der Niederschlagswasserbehandlung an der Wurm (Abb. 4). Die Kläranlagenerweiterungen mittels weitergehender Reinigungsverfahren (insbesondere Reduzierung von Stickstoff und Phosphor) erfolgten von 1988 bis Ende 1999. Herausragend war hierbei der Abschluss der Sanierung der Kläranlagen Aachen-Soers und Eilendorf bis Anfang 1994. Weitere Ausbaumaßnahmen mit weitergehenden Reinigungsverfahren betrafen aber auch die an der Wurm gelegenen Kläranlagen

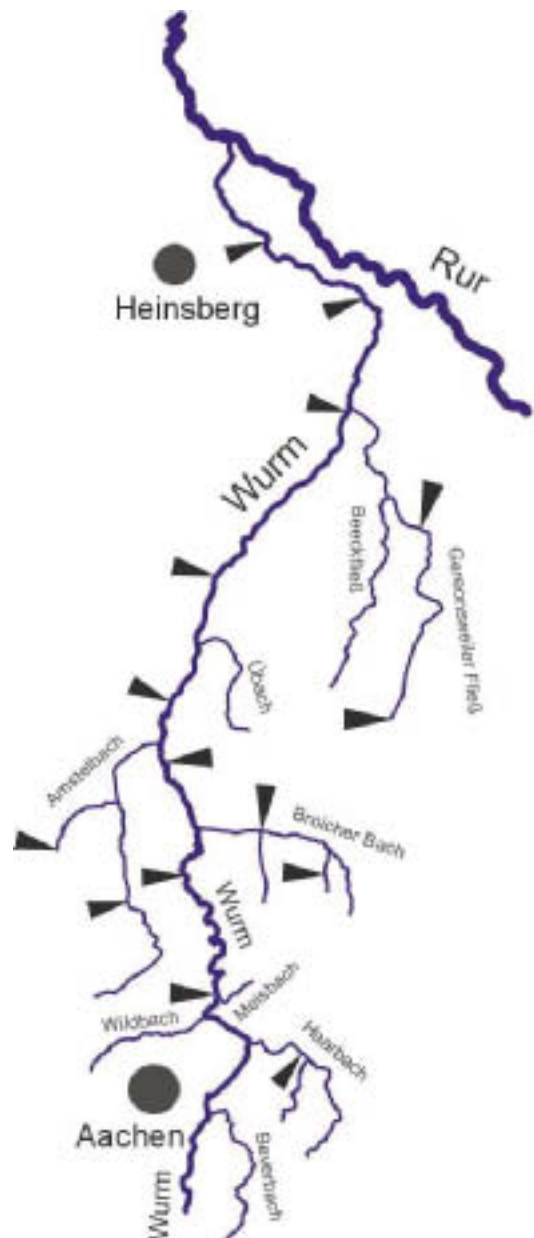


Abb. 4: Verlauf der Wurm und ihrer Nebengewässer mit Kläranlagen-Einleitungen (►), Stand 2000

Herzogenrath-Steinbusch und Herzogenrath-Worm, Übach-Palenberg-Frelenberg, Geilenkirchen-Flahstraß, Heinsberg-Dremmen und an den Nebengewässern der Wurm die Kläranlagen Würselen-Euchen, Alsdorf-Broichtal und Baesweiler-Setterich.

Darüber hinaus wurden mehrere sanierungsbedürftige Kläranlagen aufgegeben und das Abwasser anderen Anlagen zur Reinigung zugeleitet. Der Ausbau der kommunalen Abwasserbehandlung wirkte sich durch erhebliche Verbesserung der Reinigungsleistung unmittelbar positiv auf die Gewässergüte aus.

Entwicklung der Wasserqualität

Noch bis 1978 optisch schwarz durch den Einfluss des Kohlebergbaus, später dann weiterhin sehr trüb durch hohe Schwebstoffgehalte erscheint die Wurm seit 1994 augenfällig fast klar und durchsichtig. Nicht nur in den weitgehend unbeschatteten Abschnitten des Mittel- und Unterlaufes kommt es inzwischen zu Pflanzenwachstum, was in den Jahren vorher nicht feststellbar war. Parallel zu den fortschreitenden Maßnahmen der Abwasserreinigung, Erweiterungen oder Neubauten von Abwasseranlagen, die zur Verringerung der organischen Belastung führten, haben sich langsam und allmählich insgesamt Verbesserungen im Gewässer eingestellt.

Diese Verbesserungen sind bei Betrachtung verschiedener Parameter, wie u. a. Sauerstoffsättigung, Sauerstoffgehalt, Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅), der Nährstoffe Stickstoff- und Phosphorverbindungen (N und P) im besonderen Ammonium-Stickstoff (NH₄-N), gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) bzw. dem Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), über die Jahre gut zu verfolgen.

Als Beispiel hierzu die Darstellung von Sauerstoffsättigungen sowie Ammonium-N-Gehalten, die die sich verändernde Situation, an vier aussagekräftigen Untersuchungsstellen widerspiegeln:

- Wurm unterhalb Aachen oberhalb der Einmündung des Haarbaches
- Wurm unterhalb der Einmündung des Haarbaches

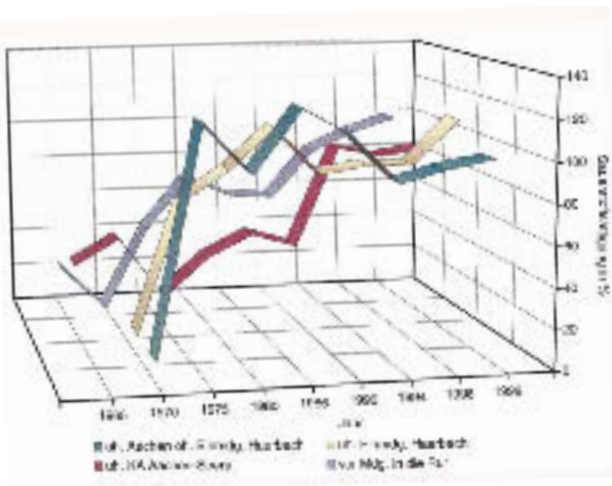


Abb. 5: Tendenz der Sauerstoff-Sättigung an vier Wurm-Messstellen

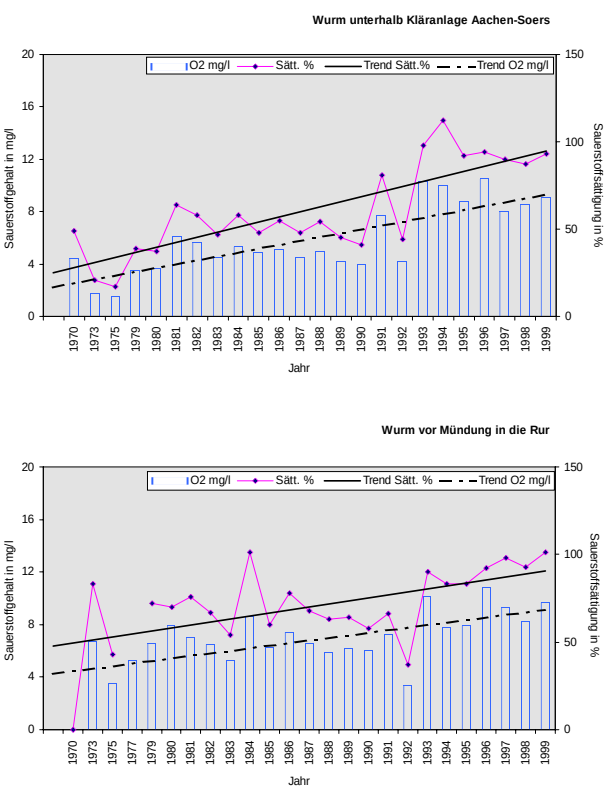


Abb. 6: Einzelmesswerte der Sauerstoffgehalte und Sauerstoffsättigungen von 1970 bis 1999 an zwei Wurm-Messstellen

- Wurm unterhalb Einleitung der Kläranlage Aachen-Soers
- Wurm vor Mündung in die Rur

In früheren Jahren wurden in der Wurm häufig Sauerstoffmangelsituationen aufgrund hoher Zehrungsverluste festgestellt (Abb. 5). Noch 1989 sind im Mittel- und Unterlauf der Wurm, am Tag gemessen, bis zu 61 % und 1991 bis 78 % Sauerstoffdefizite festgestellt worden. Die Verringerung der organischen Belastung verbesserte die Situation (Abb. 6).

1994 wurden nun an den Trendmessstellen im Mittel O₂-Sättigungen von 93 % gemessen, also nur noch 7 % Defizit. Im Jahr 1999 lagen die Sättigungswerte an sonnigen Tagen in der Wachstumsphase inzwischen deutlich über 100 %.

Die Reinigungsleistung der Kläranlagen bezüglich Nitrifikation und Denitrifikation verringerte die Ammonium-Belastungen beispielhaft (Abb. 7). Bereits 1993 ist eine direkte und ausgesprochen deutliche Reduzierung der Ammonium-N-Gehalte feststellbar (Abb. 8). Die seit 1989 durchgeführten, jährlich 13 Beprobungen der Trendmessstellen – Wurm unterhalb der Kläranlage Aachen-Soers und Wurm

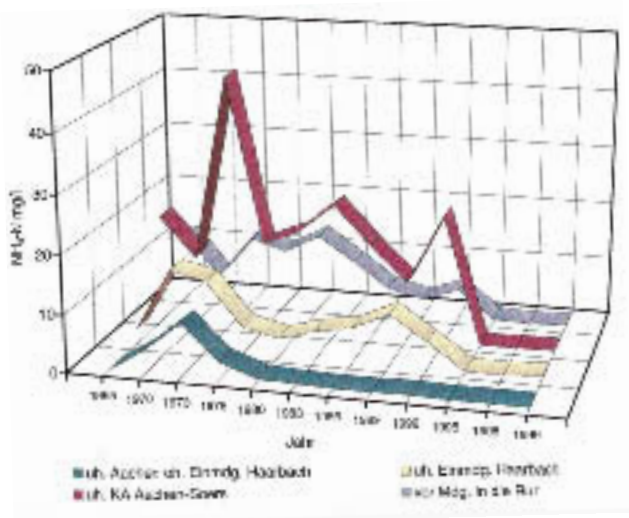


Abb. 7: Tendenz der Ammonium-N-Gehalte, Einzelmesswerte an vier Wurm-Messstellen

vor Mündung in die Rur – ermöglichen eine genauere statistische Betrachtung mittels der Perzentile. Die im Gewässer Wurm vorhandenen Gehalte bewegen sich seit 1993 sowohl unterhalb der Einleitung der großen Kläranlage Aachen-Soers als auch vor Mündung in die Rur in der Regel im Bereich unterhalb von 1 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$.

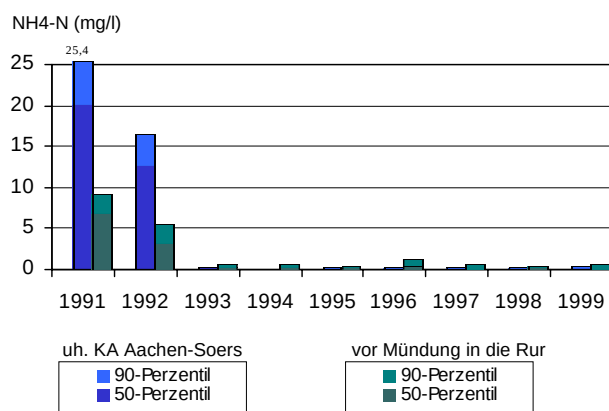


Abb. 8: Ammonium-N-Gehalte (50 %- bzw. 90 %-Perzentile) von 1991 bis 1999 an zwei Trendmessstellen der Wurm

Auch heute noch gibt es Belastungen aus dem Stadtgebiet Aachen durch Einleitungen aus sanierungsbedürftigen Entlastungsbauwerken des Kanalnetzes, die mit dem Regenwasser in das Gewässer gelangen.

Als Nebengewässer der Wurm hatten und haben die z. T. bergbaulich, aber vor allem auch organisch belasteten Bäche Broicherbach, Amstelbach, Übach, Beeckfluss bezüglich der Wurm bisher

keinen verbessernden Einfluss. Die Wurm nimmt in ihrem Verlauf die Abwässer von 15 Kläranlagen (kommunal und gewerblich), einschließlich der niederländischen Kläranlagen, auf, so dass ihre Wasserführung bei Trockenwetter vor Mündung in die Rur zu ca. 90 % aus gereinigtem Abwasser dieser Anlagen besteht. Die nach wie vor große Diskrepanz zwischen natürlicher Wasserführung und dem Volumen der Abwassereinleitungen wird hierdurch deutlich. Bei der Wurm handelt es sich um ein sehr empfindliches System, das am „Seidenen Faden“ der Funktionstüchtigkeit der Kläranlagen hängt.

Entwicklung der Biologischen Gewässergüte

Mit der sich verbessernden Wasserqualität der Wurm haben sich günstigere Bedingungen für die Besiedlung des Fließgewässers eingestellt. Damit war die entsprechende Weiterentwicklung bzw. die Wiederbesiedlung durch das Makrozoobenthos (z. B. Eintagsfliegenlarven, Köcherfliegenlarven, Würmer, Schnecken, Muscheln, Egel) möglich.

Die verringerten organischen Belastungen des Gewässers verbesserten den Sauerstoffhaushalt und ließen im Laufe der Zeit das Leben von Organismen mit höherem Anspruch an ihren Lebensraum zu, während andere Arten, die die Verschmutzung tolerieren, in ihrer Zahl und Häufigkeit zurückgingen. Nach wie vor werden biologische Gewässeruntersuchungen durchgeführt und nach dem Artenvorkommen sowie der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft Aussagen über die Qualität des jeweiligen Lebensraumes bzw. Gewässerabschnittes gemacht. Entsprechend erfolgt die Zuordnung in Gewässergüteklassen der 7-stufigen Skala.

Alle Darstellungen basieren auf der Grundlage einer, aus über 30 Jahren stammenden, reichhaltigen Datenbasis biologischer Gewässergüte- und Wasseruntersuchungen. Im Rahmen dieser langjährigen Überwachung wurden auch an der Wurm besonders ausgewählte Messstellen übergeordneter Wichtigkeit häufiger biologisch untersucht. Im 5-Jahresrhythmus aufgezeichnet, zeigt Abbildung 9 die unterschiedlichen Gewässergüteeinstufungen der Wurm und ihrer Nebengewässer seit 1970.

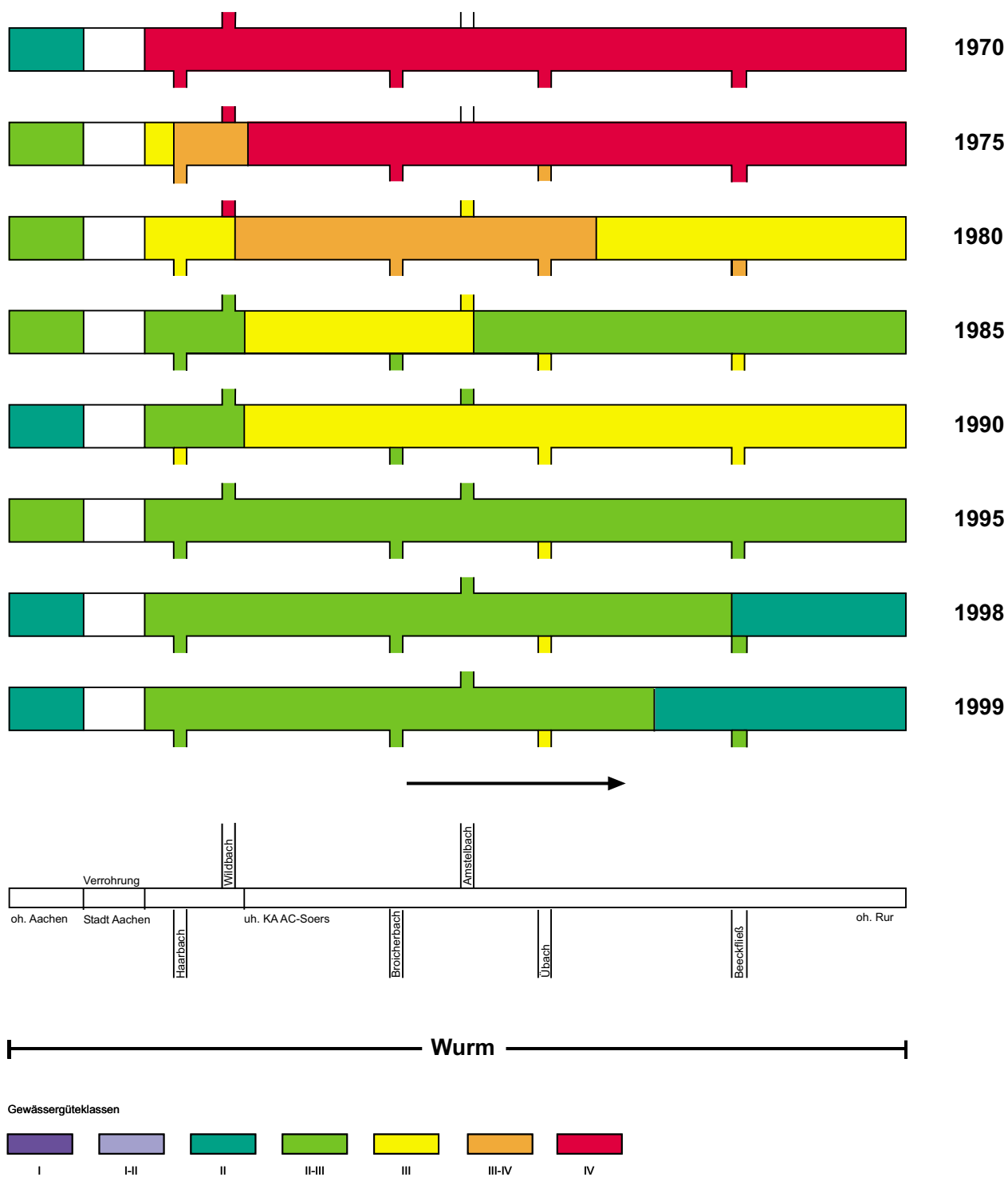


Abb. 9: Entwicklung der Gewässergüte der Wurm 1970 bis 1999

Seit 1970 ist eine schrittweise Verbesserung der Gütesituation zu beobachten. Von 1970 bis 1975 entsprach die Wurm in dem Abschnitt unterhalb von Aachen in ihrem gesamten weiteren Fließverlauf mit übermäßig starker Verschmutzung der Güteklasse IV. In den nächsten Jahren bis Anfang der 80er Jahre war das Gewässer noch sehr stark verschmutzt (Güteklasse III-IV) bzw. zuletzt stark verschmutzt (Güteklasse III).

Die 1980 beginnende Güteverbesserung im Jahr 1985 streckenweise auf Güteklasse II-III wurde von einer kurzzeitigen Verschlechterung unterbrochen. 1990 wies die Wurm unterhalb der Kläranlage Aachen-Soers Güteklasse III auf. Der Rückgang der Gewässergüte kann mit industrieller Entwicklung im Rahmen auflebender Konjunktur gesehen werden, die über die Kläranlageneinleitungen erhöhte Belastungen mit sich brachte. Im Jahr 1995 noch durchgängig von Aachen bis zur Mündung in die Rur, der kritischen Belastung entsprechend in Güteklasse II-III eingestuft, kann die Wurm seit 1999 bereits ab Geilenkirchen-Müllendorf im Kreis Heinsberg bis zur Mündung in die Rur (mäßig belastet) der Güteklasse II zugeordnet werden, wenn auch mit einer Tendenz zur Güteklasse II-III.

Alle Nebengewässer waren bis 1970 stark verschmutzt (polysaprob). Keines der Nebengewässer gab günstige Impulse oder nahm verbessernden Einfluss auf die Wasserqualität bzw. die Gewässergüte der Wurm. Die Zuflüsse waren 1999 alle kritisch belastet (Güteklasse II-III), der Übach ist stark verschmutzt und somit in Güteklasse III eingestuft.

Im folgenden werden die Untersuchungsstellen Wurm unterhalb der Kläranlage Aachen-Soers und Wurm vor Mündung in die Rur betrachtet, die seit 1989 als Trendmessstellen jährlich biologisch untersucht wurden. Bemerkenswert ist die Zunahme der Artenzahl im Verlauf der Jahre (Abb. 10).

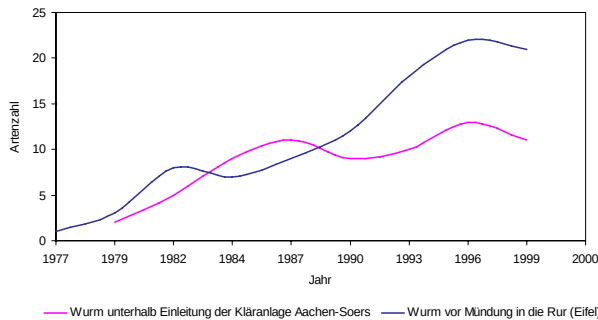


Abb. 10: Zunahme der Artenzahlen an zwei Untersuchungsstellen der Wurm

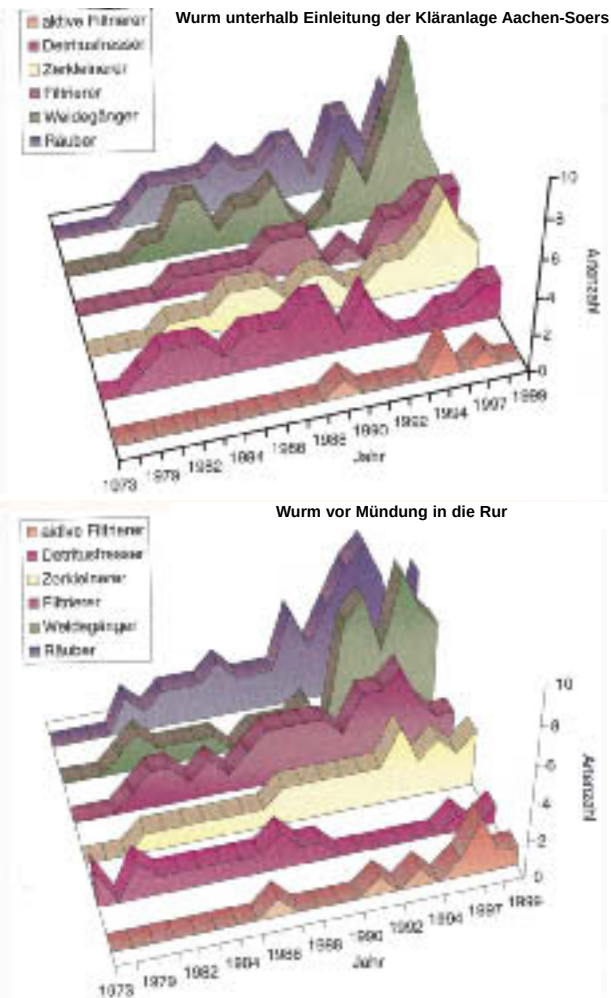


Abb. 11: Entwicklung der Artenzahlen der benthisch lebenden Kleinlebewesen in der Wurm von 1973 bis 1999 – nach Ernährungstypen unterteilt.

Die unterschiedliche Entwicklung der Artenzahlen differenziert nach den Gruppen der Ernährungstypen gibt ein sehr anschauliches Bild wieder (Abb. 11). Die Veränderungen, Zunahme bzw. Abnahme der einzelnen Ernährungstypen lassen einen Rückschluss auf die sich verändernde Situation im Gewässer zu. Zu Beginn der 70er Jahre waren in der Wurm unterhalb der Kläranlage Aachen-Soers bis zur Mündung in die Rur keine Makroorganismen vorhanden. Nach den Detritusfressern waren erst seit 1982 die ersten weiteren Organismen, wie Räuber, Weidegänger, Filtrierer und Zerkleinerer, in der Wurm auch vor Mündung in die Rur zu finden.

Der Zusammenhang der Artenzunahme mit einer Lebensraumverbesserung aufgrund der zu Beginn der 80er Jahre intensivierten Entwicklung der Abwasserreinigung ist offensichtlich. Zum Ende der Jahre 1980 bzw. 1982 war der Ausbau der beiden

großen Aachener Kläranlagen, mit den Erweiterungen der „biologischen Reinigungsstufe“, beendet.

Auch der Güteknick Anfang bis Mitte der 90er Jahre, der in der verschlechterten GüteEinstufung (Abb. 9) dokumentiert ist, ist anhand der rückläufigen Artenentwicklung in der Wurm unterhalb der Kläranlage Aachen-Soers gut nachvollziehbar. Der Einbruch ist an der Verringerung der Artenzahlen (Abb. 10) sowie an einem durchgängigen Einschnitt für die Artenzahlen der jeweiligen Ernährungstypen gut erkennbar. (Abb. 11). An der Mündung in die Rur hat sich dieser Einfluss auf die Wurm nicht so deutlich ausgewirkt, ein Rückgang der Artenzahlen ist für diesen Zeitraum dennoch zu erkennen.

Eine weitere, nochmals deutliche Verbesserung der Gewässersituation lässt sich anhand der Ergebnisse der seit 1993 an diesen beiden Messstellen durchgeführten Untersuchungen feststellen. Seit 1993 war die organische Belastung der Wurm aufgrund verbesserter Reinigungsleistungen der wieder erweiterten Kläranlagen Aachen-Soers und Aachen-Eilendorf mittels weitergehender Abwasserreinigungsverfahren stark verringert. Die Ammonium-N-Gehalte in der Wurm waren bereits 1993 (Abb. 8) so stark vermindert, dass die Werte in 90 % der Fälle weit unter 1 mg/l lagen, was zugleich auch eine Entlastung des Sauerstoffhaushaltes bedeutete (Abb. 6). Die Ergebnisse der biologischen Untersuchungen korrelieren mit den seit 1993 im Gewässer festgestellten niedrigeren Belastungen. Die Entwicklung der Makroorganismen nimmt von dem Zeitpunkt der geringeren Belastungen an erneut in positivem Maße zu.

Resümee

Auch heute noch ist die Kopfbelastung der Wurm nicht allein am hohen Abfluss von Oberflächenwasser bei entsprechenden Niederschlagsereignissen zu erkennen, sondern ebenfalls an den aus Abwassereinleitungen stammenden Belastungen. Verschiedene, dem Abwasser eigene Inhaltsstoffe, wie Toilettenartikel, Papier- und andere Reste waren auch 1999 in dem ersten Teilstück unterhalb von Aachen in den Uferbereichen der Wurm an Sträuchern und Ästen noch sichtbar.

Insgesamt ist die Belastung heute jedoch sehr viel geringer als vor 30 Jahren, was sich in der weit verbesserten GüteEinstufung widerspiegelt. Eine weitere Verbesserung der Gewässergüte wird voraussichtlich nur noch langsam vorangehen.

In Bezug auf Umfeld und Struktur ist die Wurm streckenweise als positiv zu beurteilen. Die Besiedlung in der Wurm hat sich deutlich verbessert, die Entwicklung stagniert aber zur Zeit.

Die Sanierung von Abwassereinleitungen und -anlagen im Einzugsgebiet der Wurm ist noch nicht gänzlich abgeschlossen. Dies betrifft schwerpunktmäßig die Einleitungen aus den Kanalnetzen der Kommunen. Zukünftig werden durch diese Maßnahmen Voraussetzungen für eine weitere positive Güteentwicklung der Wurm geschaffen. Dies setzt jedoch einen konsequent ordnungsgemäßen Betrieb der vorhandenen Abwasseranlagen voraus.

3.5.2 Die Niers – Der Wandel von der „Landeskloake“ zum Fischgewässer

Wolfgang Müller (StUA Krefeld) & Dr. Wolfgang Schiller (LUA)

Historisches zur Gewässergüte und zum Fischbestand

Die am linken Niederrhein südlich von Mönchengladbach entspringende und nach 116 km südwestlich von Kleve auf niederländischem Gebiet in die Maas mündende Niers (Abb. 1) ist ein Fluss mit einer sehr wechselhaften Geschichte. Ihr Name kann über Neers und Nersa bis zum keltischen Wortstamm für Fluss, der nir bzw. ner lautet, zurückverfolgt werden (KRICKER 1959).



Abb. 1: Die Niers bei Mülhausen

Sucht man in älteren heimatkundlichen Büchern oder Zeitungsartikeln nach Angaben über die ehemals vorhandene Gewässerausprägung, so ergibt sich das Bild eines ökologisch wertvollen und hochinteressanten Flusses. Aber leider existieren hierüber keine von Fachleuten hinterlassenen wissenschaftlich exakten Arbeiten, so dass heute Hinweise zu den in der Niers früher lebenden tierischen Kleinlebewesen (Makrozoobenthos) völlig fehlen. Im Gegensatz dazu finden sich jedoch häufiger Angaben zur ehemals fischereibiologisch und wirtschaftlich interessanten Fischfauna (z. B. SCHMITZ 1871, BREMER 1939, JANSSEN 1979 und besonders STEVENS 1988). Die aus mehreren Literaturquellen rekonstruierte Artenliste beinhaltet: Aal, Barbe, Barsch, Brachsen, Hecht, Karausche, Karpfen, Rotauge, Schleie, Steinbeisser, Wels sowie Gründlinge, auch Köfger genannt. Die Liste ist nicht vollständig, denn wirtschaftlich nicht interessante Arten wie beispielsweise der vermutlich massenhaft vorhanden gewesene Neunstachlige Stichling fehlen.

Auch der inzwischen in NRW vom Aussterben bedrohte Edelkrebs (*Astacus astacus*) lebte in sehr großer Anzahl in der Niers und ihren Nebengewässern.

Der Fischreichtum der Niers und die damit von jeher verbundenen wirtschaftlichen Interessen waren am 13. Mai 1641 sogar Anlass zu einer bewaffneten Auseinandersetzung zwischen dem Abt zu Gladbach und dem in Neersen gelegenen Haus Virmond. Der Neersener Freiherr beschuldigte den am Oberlauf wirtschaftenden Abt, er habe die Fischerei durch Überfischung zu Grunde gerichtet. Als selbst Klagen beim Schirmherr der Abtei, dem Herzog von Jülich nichts bewirkten, entschloss sich der im Dreißigjährigen Krieg geschulte Freiherr, selbst zur Tat zu schreiten. Am 13. Mai beschoss er die Gladbacher Sebastianusbruderschaft bei ihrem traditionellen Niers-Fischen; es gab mehrere Schwerverletzte (LENTZEN & VERRES 1878).

Es ist zu vermuten, dass im Ober- und Mittellauf der Niers etwa um 1850 der Beginn des großräumigen Rückgangs der Fischbestände einsetzte. Noch 1820 ist für den Korschenbroicher Raum ein ertragreicher Fischfang belegt (BREMER 1939). Aber bereits 1863 schrieb SCHUBARTH in einer Statistik des ehemaligen Kreises Mönchengladbach: „Die Fischerei ist im hiesigen Kreise in Folge der an den fließenden Gewässern vielfach bewirkten Anlegung von gewerblichen Etablissements, namentlich von Färbereien, Druckereien und Bleichereien wegen der die Fische tödtenden Abgängen dieser Etablissements so unbedeutend, dass sie gar nicht in Betracht kommen kann“. LENTZEN & VERRES (1878) weisen darauf hin, dass nicht nur die Einleitung von Abwasser sondern auch die radikale Räumung des Gewässerbetts von Schlamm Ursache des Rückgangs der Fischbestände gewesen seien.

Zwischen 1880 und 1890 wurde vielerorts mit dem Bau der allgemeinen Kanalisation begonnen, die von nun an einen schnellen Transport des anfallenden Abwassers zur Niers ermöglichte. Um die Jahrhundertwende leiteten so die Städte, Gemeinden und Betriebe bedingt durch das rasche Anwachsen der Bevölkerung und der Industrie ihre meist ungeklärten Abwässer ohne Rücksicht auf die Unterlieger in den zu diesem Zeitpunkt bereits „biologisch toten“

Vorfluter. Es waren schon damals etwa 18 Mio. m³ Abwasser jährlich, die der Fluss abtransportieren musste und mit denen er nicht fertig wurde. Bei Hochwasser verpestete die schwarze Brühe das Umland. So war es kein Wunder, dass die Niers im Königlich-Preussischen Landtag die „Landeskloake“ genannt wurde (NIERSVERBAND 1978). Im Jahr 1902 legte die Königliche Versuchs- und Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung dem Landtag ein „Gutachten über die Untersuchung des Niersflusses“ vor. Dem Inhalt ist zu entnehmen, dass das Gewässer unterhalb von Viersen unerträgliche Geruchsbelästigungen erzeugte sowie Unmassen eines schwarzen, nach Teer riechenden Schlamm transportierte, der im Volksmund als „Chinesische Tinte“ bezeichnet wurde (KÖNIGLICHE VERSUCHS- UND PRÜFUNGSANSTALT 1902).

Als Folge des Gutachtens wurde unmittelbar mit dem Bau erster Kläranlagen begonnen, die im wesentlichen aus Erdbecken zur Rückhaltung der Schlämme bestanden. Zwischen 1905 und 1927 führten die Einleiter unterschiedlichste wasserwirtschaftliche Maßnahmen durch, die jedoch aus heutiger Sicht keine wesentliche Verbesserung der Gesamtsituation brachten. Der in Abbildung 2 dargestellte Sauerstofflängsschnitt (NIERSVERBAND 1929) zeigt die Situation im August 1929.

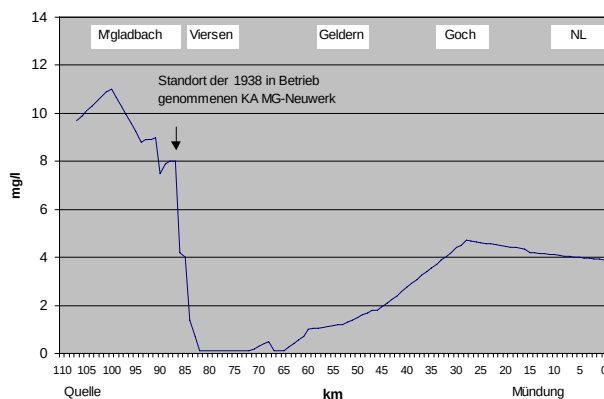


Abb. 2: Sauerstofflängsschnitt der Niers aus dem August 1929

Schließlich wurde 1928 der Niersverband gegründet, der trotz Wirtschaftskrise bis 1936 in Zusammenarbeit mit den umliegenden Städten den Ausbau der Niers und die Erweiterung bzw. den Neubau von Kläranlagen durchführte.

Im Frühjahr 1938 wurde bei km 88 die Kläranlage Mönchengladbach-Neuwerk in Betrieb genommen, in dem die Abwässer des Ballungsraums Mönchengladbach-Viersen bis heute behandelt werden.

Wesentliche Erweiterungen dieser Anlage erfolgten 1939, 1951, 1955 und 1972. Schließlich wurde zwischen 1976 und 1978 der sogenannte Nierssee als nachgeschalteter Schönungsteich fertiggestellt. Dabei handelt es sich um einen ehemaligen Baggersee mit einer Größe von ca. 2 Mio. m³ Volumen, 22 ha Oberfläche und ca. 20 Tagen Aufenthaltszeit. 1992 und 1999 erfolgten dann wesentliche Erweiterungen der biologischen Hauptstufe. Bis heute bestimmt diese mit 610.000 Einwohnerequivalenten größte und sich derzeit wieder in einer Erweiterungsbauphase befindende Kläranlage die Gewässergüte im gesamten unterhalb liegenden Niersverlauf (NIERSVERBAND 1978, 1993, 1999).

Veränderungen der physikalisch-chemischen Wasserbeschaffenheit zwischen 1962 und heute

Die physikalisch-chemische Beschaffenheit der Niers beeinflusst wesentlich die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Fischfauna. Im folgenden sollen daher die für den Fischbestand bedeutenden physikalisch-chemischen Messgrößen Ammonium (NH₄-N), Sauerstoffgehalt (O₂-Gehalt) und Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅) in Ganglinien von 1962 bis heute und jeweils oberhalb und unterhalb der Kläranlage MG-Neuwerk betrachtet werden. Desweiteren wird ein typischer Belastungslängsschnitt vorgestellt, mit dem die bis zur Landesgrenze erfassbaren Auswirkungen des eingeleiteten behandelten Abwassers verdeutlicht werden. Schließlich wird für den Niersabschnitt an der Landesgrenze die von 1978 bis 1998 erfolgte und im wesentlichen durch Sanierungsmaßnahmen auf den Kläranlagen bedingte Wandlung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft beschrieben.

Die Bestimmung der drei Messgrößen NH₄-N, BSB₅ und O₂-Gehalt wurde zusammen mit der des Phosphat-Ions (PO₄-P) in der Niers vom Beginn der Fließgewässeruntersuchung an durchgeführt. Erste Ergebnisse der sich an den oberhalb und unterhalb der Kläranlage befindenden Probenahmestellen (im folgenden ob. KA MG-Neuwerk und un. KA MG-Neuwerk genannt) liegen aus dem Jahr 1962 vor.

Bis 1979 erfolgte die Untersuchung im jährlichen Abstand jeweils einmal im Sommer, danach im monatlichen Abstand. Für die Jahre 2000 bis 2003 wurden die voraussichtlich zu erwartenden Konzentrationswerte durch eine Simulationsrechnung mit

dem ATV-Gewässergütemodell prognostiziert. Alle Ergebnisse sind in den Abbildungen 3 bis 7 dargestellt, für die sowohl landeseigenes Datenmaterial als auch freundlicherweise vom Niersverband zur Verfügung gestellte Daten verwendet wurden.

Die Ganglinien erlauben einen Vergleich zwischen der ober- und unterhalb der Kläranlage vorhandenen Belastung in der Niers; sie zeigen anhand der vier dargestellten Messgrößen den seit Jahrzehnten vorhandenen bedeutenden Einfluss des aus dieser Anlage eingeleiteten behandelten Abwassers auf die Gewässergüte. Der Fluss hat noch am ca. 15 km unterhalb der Abwassereinleitung gelegenen Pegel Oedt (SoMQ = 1,73 m³/s) in Jahren mit mittleren Niederschlagsmengen einen aus der Kläranlage stammenden Abwasseranteil um die 80 %.

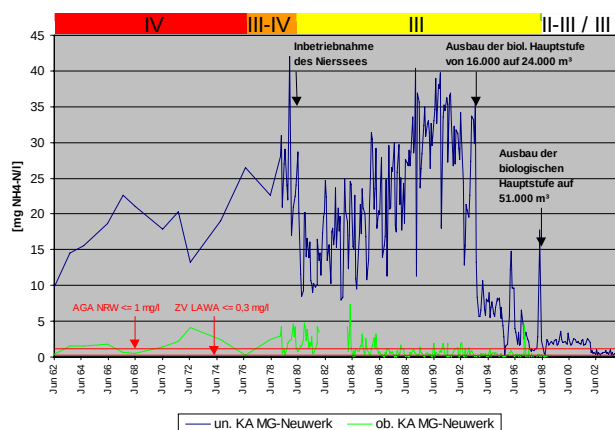


Abb. 3: Ammoniumbelastung der Niers oberhalb und unterhalb der KA MG Neuwerk

Ammonium wirkt einerseits als Nährstoff im Gewässer, andererseits kann es durch eine pH-Wert- und temperaturabhängige chemischen Reaktion in das stark fischgiftige Ammoniak umgewandelt werden. Die Ganglinie des Ammonium-Stickstoffs (Abb. 3) zeigt in der Niers unterhalb der Kläranlage von 1962 bis 1978 eine mittlere Belastung von rund 18 mg/l. Eine weitergehende Interpretation dieser Werte ist aufgrund der nur einmal pro Jahr erfolgten Probenahme nicht möglich. Im Verlauf des Jahres 1981 sanken die Werte auf im Mittel 12 mg/l; dies lief parallel mit der zwischenzeitlich erfolgten Inbetriebnahme des Nierssees als Schönungsteich.

In den Jahren danach, etwa von 1982 bis 1989, nahm die Konzentration in der Niers wieder stetig zu. Dies war im wesentlichen eine Folge der 1983 erlassenen Klärschlammverordnung, die beim Betrieb der Kläranlage eine weitergehende Schlamm-

entwässerung mittels Zentrifugieren erforderte und damit zu einer immer stärkeren Rückführung des extrem stark ammoniumhaltigen Zentrats in die biologische Behandlungsstufe zwang. Die daraus resultierende Ammoniumfracht betrug schließlich über 50 % bezogen auf die Ammoniumfracht im Kläranlagenzulauf; sie wurde in der Kläranlage nicht abgebaut und gelangte vollständig in die Niers. Weitere Gründe für die Zunahme der Ammoniumkonzentrationen waren das Bevölkerungswachstum und die Wassersparmaßnahmen in der Industrie bei gleichzeitiger Frachterhöhung.

Mit im Mittel 30 mg/l traten die höchsten jemals unterhalb der Kläranlage gemessenen Ammoniumkonzentrationen von 1990 bis zum Juni 1993 auf. Im August 1993 kam es dann bedingt durch die Inbetriebnahme einer Erweiterung der biologischen Stufe der Kläranlage von 16.000 m³ auf 24.000 m³ und der dann einsetzenden Nitrifikation zu einer signifikanten Verminderung der Ammoniumkonzentration auf zunächst ca. 7 mg/l. Ein weiterer Ausbau der biologischen Hauptstufe von 24.000 m³ auf 51.000 m³ wurde 1999 abgeschlossen. Als Folge ging die Belastung in der Niers auf im Mittel 1,9 mg/l NH₄-N zurück. Die beiden nach 1994 unterhalb der Kläranlage aufgetretenen höheren Ammonium-Konzentrationswerte können einerseits auf sehr niedrige Abwassertemperaturen im Winter 1995/96 und andererseits auf eine Betriebsstörung auf dem Klärwerk im Jahr 1998 zurückgeführt werden. Der derzeit erfolgende Ausbau ist voraussichtlich Ende 2002 abgeschlossen.

Eine Simulationsrechnung mit dem ATV-Gütemodell deutet bei Voraussetzung einer Nitrifikation/Denitrifikation und unter Verwendung der ab 2002 prognostizierten Betriebsablaufwerte an, dass die in der Niers unterhalb der Kläranlage zu erwartenden Ammoniumkonzentrationen in der Regel deutlich unter 1 mg/l NH₄-N liegen werden. Damit könnten in der Geschichte der Niers erstmals seit über 150 Jahren unterhalb des Belastungsschwerpunktes Mönchengladbach die Allgemeinen Güteanforderungen (AGA ≤ 1 mg NH₄-N/l) und vielleicht auch die Zielvorgaben der LAWA für NH₄-N (ZV ≤ 0,3 mg/l) wieder eingehalten werden.

Der **Biochemische Sauerstoffbedarf** (BSB₅) gibt die Belastung der Niers mit biologisch abbaubaren Substanzen wieder. Da bei den Abbauprozessen Sauerstoff verbraucht wird, können bei hohen

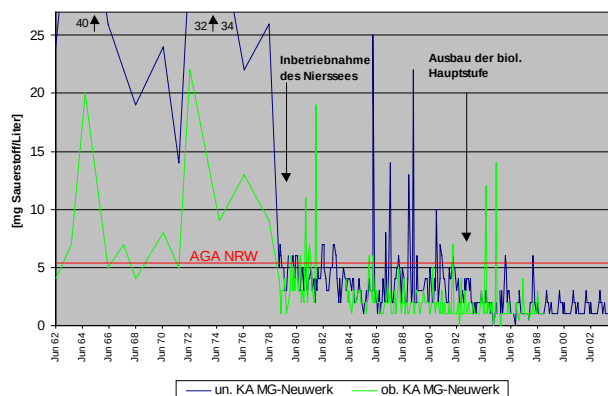


Abb. 4: BSB₅-Belastung der Niers oberhalb und unterhalb der KA MG-Neuwerk

BSB₅-Werten starke Belastungen des Sauerstoffhaushalts auftreten. Die in Abbildung 4 dargestellte BSB₅-Ganglinie verläuft ähnlich wie die des Ammonium-Stickstoffs. Eine erste spürbare Reduzierung der BSB₅-Belastung in der Niers wurde 1978/79 durch die Inbetriebnahme des Nierssees als Schönungsteich erreicht. Erwartungsgemäß trat im Gegensatz zum Ammonium-Stickstoff zwischen 1982 und 1989 jedoch keine stete Konzentrationszunahme auf, da die bereits beschriebene Klärschlammmentwässerung in der Kläranlage nicht zu spürbar höheren BSB₅-Ablaufwerten führte. Die 1993 in Betrieb genommene vergrößerte biologische Hauptstufe führte zu einer weiteren Stabilisierung der ohnehin schon niedrigen BSB₅-Belastung im Gewässer. Nach 2002 sind aufgrund einer Prognose mit dem ATV-Gütemodell in der Niers unterhalb der Kläranlage Konzentrationswerte von im Mittel 1,5 mg/l BSB₅ zu erwarten. Folglich wird die Belastung der Niers deutlich unterhalb der in den AGA geforderten ≤ 5 mg/l liegen.

Phosphorhaltige Verbindungen sind neben Stickstoffverbindungen eine wichtige Nährstoffquelle. Bei Überangebot ermöglichen sie in Fließgewässern deshalb eine übermäßige Entwicklung der pflanzlichen Organismen. Demgemäß ist in der Niers das Massenwachstum von Flutendem Igelkolben (*Spartanium emersum*) weit verbreitet. Die Pflanze, die auch die Röhrlichtzone besiedelt, wächst hier submers. Sie wird während der Vegetationsperiode zur Aufrechterhaltung der Vorflut mit speziellen Mähbooten ständig geschnitten. Die Phosphat-Ganglinie (Abb. 5) zeigt von 1962 bis 1981 einen ähnlichen Verlauf wie die des Ammonium-Stickstoffs. Eine erste Belastungsverringerung der Niers trat nach Inbetriebnahme des Nierssees als Schönungsteich

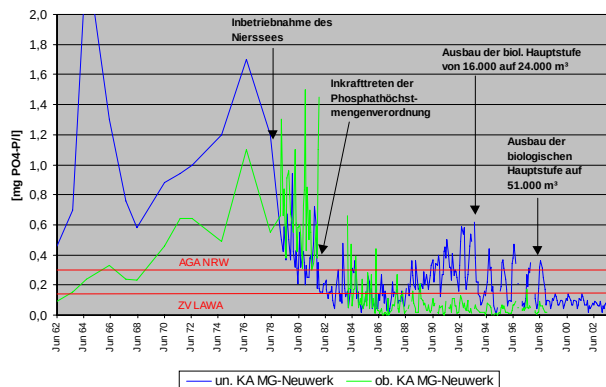


Abb. 5: Phosphatbelastung der Niers oberhalb und unterhalb der KA MG-Neuwerk

auf. Im Verlauf des Jahres 1981 kam es dann zu einer weiteren drastischen Reduzierung, die im wesentlichen auf die Auswirkungen der am 14.6.1980 in Kraft getretenen Phosphathöchst-mengenverordnung zurückgeführt werden kann, die Höchstmengen für den Phosphatgehalt in Wasch- und Reinigungsmitteln festlegte. Weitere Verminderungen der Phosphatfracht ergaben sich jeweils nach den baulichen Erweiterungen der biologischen Hauptstufe. Ob die von der LAWA angestrebte Zielvorgabe von 0,15 mg/l P_{ges} in der Niers unterhalb der Kläranlage zukünftig eingehalten werden kann, lässt sich derzeit nicht beantworten.

Durch Mangel an **Sauerstoff** wird die Lebensgemeinschaft im Fließgewässer schwer geschädigt. Mangelercheinungen können bei steigender Wassertemperatur auftreten, weil die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser abnimmt und gleichzeitig die durch die Bioaktivität von Organismen verursachten sauerstoffzehrenden mikrobiellen Oxidationsprozesse zum Abbau von organischen Substanzen beschleunigt werden. Makrophyten wie der in der Niers massenhaft wachsende Flutende Igelkolben produzieren zwar tagsüber erhebliche Mengen Sauerstoff, verbrauchen aber nachts, da sie dann nur noch atmen, auch große Mengen. Sie dienen außerdem als Aufwuchsfläche für Algen und Mikroorganismen und steigern so den bakteriellen Abbau von organischen Substanzen und damit den Sauerstoffverbrauch.

Die wenigen aus dem Zeitraum 1962–1978 vorliegenden Daten dokumentieren die damals äußerst unbefriedigenden Sauerstoffgehalte in der Niers unterhalb der Kläranlage (Abb. 6). Ab 1978 verbesserten sich dort die Verhältnisse aufgrund der Inbetriebnahme des Nierssees. Nach Anlaufschwie-

rigkeiten wurden auf der Seeoberfläche Belüfter zur künstlichen Sauerstoffanreicherung installiert. Der so eingetragene und im See nicht vollständig aufgezehrte Sauerstoff wurde mit dem behandelten Abwasser in die Niers eingeleitet und führte dort bis etwa 1984 zu einem langsamen Anstieg der Sauerstoffgehalte und anschließend zu einer Stabilisierung der Situation. Diese damals eingestellten und aus heutiger Sicht auf einem zu niedrigen Niveau liegenden Sauerstoffverhältnisse haben sich nicht mehr wesentlich verbessert. Der Kurvenverlauf in Abbildung 6 zeigt den typischen Sauerstoffjahresgang, der durch Minima im Sommer und Maxima im Winter charakterisiert ist. Dabei liegen die in den Sommermonaten gemessenen Werte ständig unterhalb der Allgemeinen Güteanforderung und der LAWA-Zielvorgabe von 6 mg/l.

Desweiteren ist zu beachten, dass es in eutrophierten Fließgewässern insbesondere in den frühen Morgenstunden zu einem erheblichen Sauerstoffdefizit kommen kann, da dann der tagsüber durch Pflanzen produzierte Sauerstoff durch die Atmung der pflanzlichen und tierischen Organismen weitgehend aufgezehrt sein kann. Diese Sauerstoffminima wurden durch die tagsüber erfolgten Messungen nicht erfasst. Es muss daher damit gerechnet werden, dass zumindest kurzzeitig noch wesentlich niedrigere Sauerstoffgehalte als die in der Abbildung 6 gezeigten in der Niers auftreten.

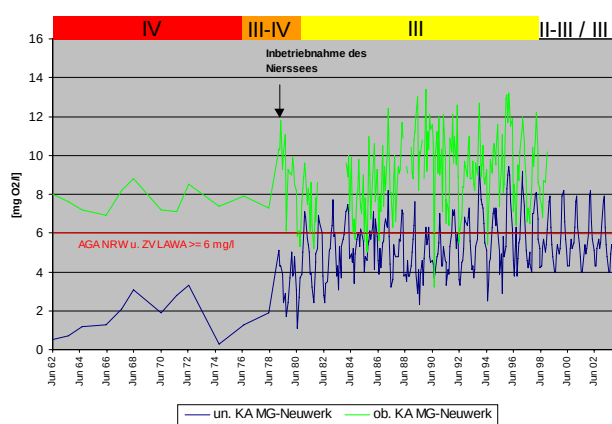


Abb. 6: Sauerstoffgehalt der Niers oberhalb und unterhalb der KA MG-Neuwerk

Die Abbildung 7 zeigt am Beispiel des Ammonium-Stickstoffs einen typischen Belastungslängsschnitt für die Niers. Die Daten aus den Jahren 1990, 1994 und 1999 zeigen, dass sich die Sanierung der Kläranlage Mönchengladbach-Neuwerk und die zahlreichen Maßnahmen der anderen Kläranlagen

des Niersverbands positiv auf die gesamte unterhalb liegende Niers ausgewirkt haben.

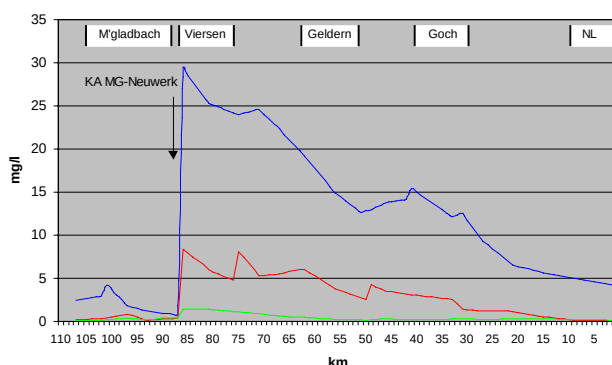


Abb. 7: Ammonium-Stickstoff/Längsschnitt

Gegenüber 1990 ist für den Mittellauf und den Unterlauf bis zur Landesgrenze bei Zelderheide eine wesentliche Minderung der Belastung mit Ammonium festzustellen. Ähnlich verhält es sich mit den meisten anderen physikalisch-chemischen Messgrößen. Die Wirkung der deutlich verbesserten physikalisch-chemischen Bedingungen auf die Wandlung der Zusammensetzung des Makrozoobenthos wird im folgenden dargestellt.

Die Wandlung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft von 1978 bis 1998

Die Niers überschreitet bei Zelderheide (km 8) die deutsch-niederländische Grenze und wird als Grenzgewässer seit vielen Jahren auf der Grundlage eines gegenseitig abgestimmten Messprogramms biologisch und chemisch untersucht. Die biologischen Untersuchungen dienen der Ermittlung der Gewässergüteklasse der Niers. Sie werden seit 1978 jährlich durchgeführt. Ein Rückblick über den gesamten Untersuchungszeitraum ergibt, dass die Niers Ende der 70er Jahre noch in stark verschmutztem Zustand (Güteklasse III) in die Niederlande floss. Der Grund war die extrem hohe Abwasserbelastung im Nierseinzugsgebiet. Die oben beschriebenen Sanierungsmaßnahmen führten seit 1980 zu einer Verbesserung der biologischen Gewässergüte auf Güteklasse II-III (kritisch belastet). Die umfangreichen Maßnahmen in den vergangenen Jahren haben zu einer weiteren Erholung der Lebensgemeinschaft der Niers geführt, so dass sich der Saprobienindex mittlerweile im Grenzbereich zu Güteklasse II bewegt.

Neben der Beurteilung der Lebensgemeinschaft eines Gewässers auf der Grundlage des Saprobien-systems liefert eine Auswertung des Anteils an Organismen innerhalb der Gesamtlebensgemeinschaft, die bestimmte ökologische Funktionen innehaben – wie z. B. die Ernährungstypenzusammensetzung – wertvolle ökologische Bewertungskriterien. Eine solche Auswertung für die Niers bei Zelderheide (Abb. 8) zeigt, dass 1978 die Ernährungstypen Zerkleinerer und Sedimentfresser dominierten. Dabei waren die Zerkleinerer in der extrem artenarmen Lebensgemeinschaft nur durch die verschmutzungstolerante Wasserassel (*Asellus aquaticus*) vertreten. Eine Eintagsfliegenart stellte den einzigen Vertreter der Weidegänger dar. Filtrierer (z. B. Muscheln) und parasitär lebende Organismen (z. B. Fischegel) fehlten.

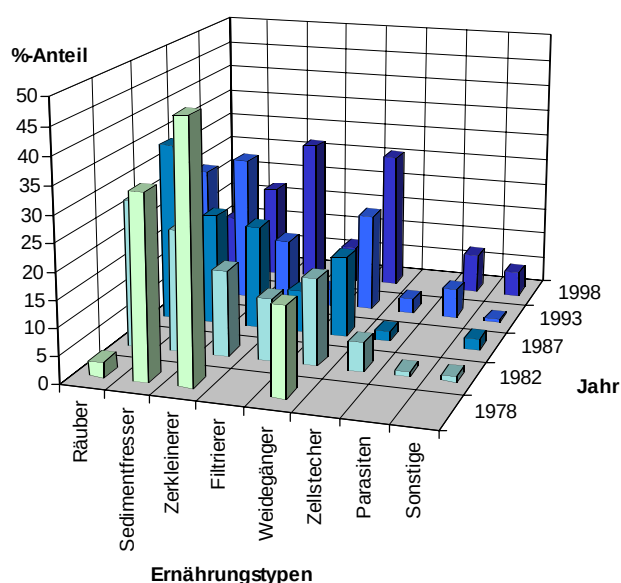


Abb. 8 Ernährungstypenverteilung in der Niers

Von Anfang der 80er Jahre bis Anfang der 90er Jahre überwogen in der Lebensgemeinschaft der Niers die Gruppen der Räuber und Sedimentfresser. Die Räuber waren dabei durch die verschmutzungs-unempfindlichen Egel repräsentiert. Der hohe Anteil an Sedimentfressern bringt die organische Belastung der Niers zum Ausdruck. Zerkleinerer (Asseln und Flohkrebse), Weidegänger (Schnecken, Eintagsfliegenlarven) und Parasiten (Fischegel) waren ebenfalls vertreten.

Die Erholung der Lebensgemeinschaft in den letzten Jahren ist mit einer Zunahme an Weidegängern und Zerkleinerern verbunden, während die Sedimentfresser zurückgehen. Vertreter aus den

Gruppen der Filtrierer, Räuber und Parasiten sind vorhanden, treten aber gegenüber den anderen Gruppen zurück. Der Rückgang der Belastung hat also in der Niers zu einer Veränderung der Ernährungstypenzusammensetzung geführt.

Es ist zu erwarten, dass die bereits durchgeführten und noch geplanten Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Niers zu einer weiteren Verbesserung der Lebensbedingungen führen, die gewässertypischen Arten eine Rückkehr in die Niers ermöglichen.

Der Fischbestand im Jahr 1995

Das Makrozoobenthos ist ein Hauptbestandteil der Nahrungskette im Gewässer. So besteht die Nahrung vieler Fischarten u. a. aus Würmern, Kleinkrebsen, Insektenlarven und Schnecken. Es ist also zu erwarten, dass eine Verbesserung der Lebensbedingungen für das Makrozoobenthos zu einer deutlichen Erholung des Fischbestandes führt. Im einleitenden Abschnitt dieses Beitrags wurde anhand historischer Angaben der Niedergang der Niers bis hin zur fischfreien „Landeskloake“ geschildert.

Was hat sich zwischenzeitlich geändert?

Ausführliche Informationen zur aktuellen Situation der Fischfauna wurden bei einer im Jahr 1995 durchgeführten Probebefischung gesammelt (SCHNITTSTELLE ÖKOLOGIE 1995). Dabei wurden in der Niers insgesamt 21 Fischarten nachgewiesen. Davon sind neun Arten im Gewässer weit verbreitet: Dreistachliger Stichling, Neunstachliger Stichling, Rotaugen, Aal, Schmerle, Flussbarsch, Gründling, Hecht und Schleie.

Im unterhalb der Kläranlage liegenden ehemals stark belasteten Gewässerabschnitt, auf den sich auch die historischen Angaben des einleitenden Kapitels beziehen, wurden immerhin mit Gründling, Rotaugen, Karausche, Schleie, Schmerle, Aal, Dreistachligem und Neunstachligem Stichling sowie dem Flussbarsch wieder 10 Fischarten festgestellt. So zeigt sich, verglichen mit den in den letzten 150 Jahren vorhandenen gewesenen Verhältnissen, eine durchaus positive Tendenz. Allerdings führt das Kriterium „Artenreichtum“ für sich allein genommen zu Fehleinschätzungen, denn auch die Bestandsdichte und der Altersaufbau der Populationen sind von großer Bedeutung. Ein Vergleich der Ergebnisse der Befischung mit der potenziell natürlichen

Fischbiozönose ergibt, dass der Fischbestand unterhalb der Kläranlage MG-Neuwerk insgesamt nach Arten und Individuen gering ist und ein gestörter Altersaufbau vorliegt. Darüber hinaus ist von Bedeutung, dass nur wenige Arten des gewässertypischen Fischbestandes vorhanden sind.

An der Landesgrenze bei Zelderheide ergibt sich ein wesentlich positiveres Bild. Hier finden sich Elemente, die in Artenzusammensetzung und Individuenhäufigkeit dem potenziell natürlichen Fischbestand weitgehend entsprechen. Zur Vermeidung von Irrtümern sei allerdings darauf hingewiesen, dass mit dieser Bewertung keineswegs das Vorliegen vollständig naturnaher Verhältnisse attestiert, sondern vielmehr das Vorhandensein eines naturnahen Grundpotenzials mit guten Entwicklungsmöglichkeiten aufgezeigt wird (SCHNITTSTELLE ÖKOLOGIE 1995).

Ausblick

Trotz der vielen im Nierseinzugsgebiet vorhandenen positiven Tendenzen werden dort im Rahmen des ökologisch orientierten Gewässerschutzes in den nächsten Jahrzehnten noch gewaltige Probleme zu bewältigen sein.

Im Bereich der physikalisch-chemischen Gewässergüte ist die Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse das wichtigste Ziel. Derzeit werden noch hohe AOX-Werte gemessen, die u. a. durch schwerabbaubare organische Verbindungen unterschiedlichster Herkunft bedingt sind. Einen Schwerpunkt bilden dabei die vielen aus der Textilindustrie stammenden Substanzen, deren möglicherweise vorhandenes toxisches Potenzial noch nicht abgeschätzt werden kann. Desweiteren muss die hohe Belastung der

Niers mit Pflanzenschutzmitteln (MANHELLER et al. 1999) und das Überangebot an Nährstoffen reduziert werden. Es ist gegenwärtig aufgrund noch fehlender physikalisch-chemischer Vorgaben im Rahmen eines Leitbildes für die Niers jedoch nicht möglich, Qualitätsziele für Phosphor- und Stickstoffverbindungen zu formulieren. Diese dürften jedoch deutlich niedriger liegen als die in den Allgemeinen Güteanforderungen des Landes NRW formulierten. Das vorläufig allgemeine Ziel ist, die Nährstoffbelastung der Niers aus allen punktförmigen und diffusen Quellen weiter zu reduzieren. Somit deutet sich bereits jetzt an, dass mittelfristig weitergehende Maßnahmen zur Phosphorreduzierung bei der Abwasserbehandlung und im Zusammenhang mit den landwirtschaftlichen Nutzungen notwendig sein werden.

Neben der Verbesserung der physikalisch-chemischen Wasserbeschaffenheit hat die Wiederherstellung einer gewässertypischen Morphologie eine große Bedeutung. Nur so wird in der Niers eine möglichst naturnahe Gewässerdynamik als Voraussetzung für die Wiederansiedlung von typspezifischen Biozönosen geschaffen werden können. Zukünftig wird es besonders von der Ausbildung dieser Lebensgemeinschaften abhängen, ob die Niers wieder als ein Fließgewässer mit guter ökologischer Qualität bewertet werden kann. Dementsprechend wichtig ist zukünftig die konsequente Umsetzung des bereits aufgestellten Gewässerauenkonzepts, welches zum Ziel hat, die Niers und ihre Aue wieder als natürliche, den linken Niederrhein durchziehende Lebensader herzustellen. Erste Maßnahmen sind bereits abgeschlossen, und mit weiteren Großprojekten wird im Jahr 2000 begonnen.



Nierelauf bei Moerath, heute eingedeicht.
Der überhöhte Meertand als Längsflutung hat das Land
zu heideartigen Bruchland voll müden Hindämmern
gemacht.



Neue Niers von der Moerather Eisenbahnbrücke aus.
Ein kraftvoller Zug erwarteten Lebenswillens verbindet
sich mit dem Gefühl der Unendlichkeit zu einem betriebs-
lichen Boogie der Landschaft.

Abb 9a+b: Die Niers vor und nach der in den 20er Jahren durchgeführten Melioration (aus: LINSSEN 1940)

Die Geschichte der Niers zeigt, wie sich im letzten Jahrhundert das Verhältnis der Menschen zu dem Fließgewässer gewandelt hat. Nach dem Abschluss der überwiegend in den zwanziger Jahren durchgeführten Meliorationsarbeiten wurde das Gewässer lange Zeit völlig getrennt von seiner umgebenden Aue betrachtet und dem entsprechend zweckmäßig genutzt. Mit der Entkopplung der ohnehin bereits physikalisch-chemisch stark geschädigten Niers von ihrer Aue ging der weitestgehende Verlust der noch verbliebenen gewässerökologischen Qualität einher (Abb. 9a+b). Erst seit den achziger Jahren begann man wieder, das Wasser der Niers, ihr Gewässerbett und die umgebende Aue ganzheitlich zu betrachten. In dieser ganzheitlichen Betrachtungsweise liegt der Schlüssel für die erfolgreiche Entwicklung des ökologischen Zustands des Gewässers.

Dementsprechend kann nur die Umsetzung eines gemeinsamen Maßnahmenpakets, in dem die abwassertechnischen Maßnahmen, die Regelungen im Bereich der Landwirtschaft und die gewässerstrukturellen Maßnahmen enthalten sind, dazu führen, dass sich in den verschiedenen Niersabschnitten wieder die gewässertypischen Lebensgemeinschaften in ihrer natürlichen Vielfalt entwickeln können.



Abb. 10: Die Niersaue bei Wachtendonk

In den nächsten 20 Jahren wird die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union die zentrale Rolle im Gewässerschutz einnehmen. Sie ermöglicht es, im Rahmen eines Fließgewässer-managements das oben beschriebene Maßnahmenpaket zu schnüren. Bereits jetzt arbeiten das Staatliche Umweltamt Krefeld, der Niersverband und viele andere Verantwortliche gemeinsam daran, zukünftig einen „Guten Zustand der Niers“ gemäß dieser bald europaweit gültigen Vorschrift zu erreichen. Der Grundgedanke, der sich hinter dem Begriff des „guten Zustandes“ verbirgt, lässt dann eine Nutzung der Niers zu, wenn gleichzeitig ihre ökologischen Funktionen nicht wesentlich beeinträchtigt werden.

Literatur

- BREMER, J. (1939): Das kurkölnische Amt Liedberg; S. 888; Mönchengladbach.
- BUNDESGESETZBLATT I (1980): Phosphathöchstmengeverordnung. S.664.
- HAMM, A. (1991): Studie über die Wirkung und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. S. 15; Academia Verlag St. Augustin.
- JANSSEN, E. (1979): Die Niers und der Fischfang. in: An Niers und Kendel I, S. 17-19; Goch.
- KÖNIGLICHE VERSUCHS- U. PRÜFUNGSANSTALT (1902): Gutachten über die Untersuchung des Niersflusses; I-Nr. 2033; Berlin.
- KRICKER, G. (1959): Geschichte der Gemeinde Anrath. in: Schriftenreihe des Landkreises Kempen-Krefeld 7, S. 497; Kempen/Ndr.
- LAWA (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band 1.- Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuchverlag Berlin 1997, 59 pp.
- LENTZEN, J. P. & VERRES, F. (1878): Geschichte der Herrlichkeit Neersen und Anrath. S. 42; Krefeld-Fischeln.
- LINSSEN, H. (Hrsg.) (1940): Die Niers. Ein erwandertes Heimatbuch in Wort und Bild. Die Heimat/Sonderdruck, Krefeld.
- LWA (Landesamt für Wasser und Abfall NRW) (1991): Allgemeine Güteanforderung für Fließgewässer (AGA). LWA-Merkblätter Nr. 7, Düsseldorf.
- MANHELLER, MÜLLER, SCHÄFER, SCHUMACHER (1999): Die Belastung der Niers mit Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln – Ursachen und Minimierungsstrategien. Natur am Niederrhein 14,2 (S. 8-18).
- NIERSVERBAND (1929): Niersuntersuchung am 21. und 22. August 1929; Erläuterungsbericht - unveröffentlicht.
- NIERSVERBAND (1978): 50 Jahre Niersverband.
- SCHMITZ (1878): Der Niersfluss am Niederrhein. in: An heimischen Wasser; S.16; Viersen - Kreisarchiv.
- SCHNITTSTELLE ÖKOLOGIE: Die Fischfauna der Niers einschl. der Nebengewässer im Auenbereich. Erläuterungsbericht Stand August 1995, unveröffentlicht, erstellt im Auftrag des Niersverbands.
- SCHUBAARTH (1863): Statistik des Kreises Mönchengladbach. S. 366; Mönchengladbach.
- STEVENS, M. (1988): Die Fische der Niers. Natur am Niederrhein 3,2 S. 59-65, Krefeld.

3.6 Einzugsgebiet Ijsselmeerzuflüsse

3.6.1 Die Issel – Ein landwirtschaftlich geprägter Flachlandfluss

Andreas Thiel & Hans Gino Broggiato (StUA Duisburg)

*„Lau weht der Hauch des Westwindes (Favonius)
das Murmeln der Issel – Issalae murmura – der
Schatten der Eichen mildert die sengende Glut...“.*

(Johann Heinrich Cohausen 1730, persönliche Überlieferung
von Herrn Johann Böckenhoff-Budde)

Einzugsgebiet und naturräumliche Gliederung

Der durch Nordrhein-Westfalen verlaufende Fließgewässerabschnitt der Issel umfasst ein Einzugsgebiet von ca. 360 km². Die nordrhein-westfälische Issel stellt den Oberlauf der niederländischen Oude Ijssel und des weiteren Ijsselsystems dar, das über das Ijsselmeer in die Nordsee fließt.

Die Issel entspringt ca. 2,5 km nordwestlich von Raesfeld (ca. 60 m ü. NN) und hat bis zur deutsch-niederländischen Grenze bei Gendringen eine Fließlänge von 54,2 km. Mit der Oude Ijssel (27 km) und der Ijssel (129 km) zusammen erreicht sie eine Gesamtlänge von rund 210 km bis zum Ijsselmeer. Die Issel durchfließt die naturräumlichen Gebiete der Niederrheinischen Sandplatten und der westlich gelegenen gefällearmen Issel-Ebene. Beide Gebiete zählen zur naturräumlichen Einheit des Niederrheinischen Tieflandes.

Die Hauptterrasse im Bereich der Niederrheinischen Sandplatten besteht aus Schottern und Sanden sowie Geschiebelehm auf einem Untergrund wasserstauender Tone.

Die Issel zählt zum Fließgewässertypus der Niederungen und ist vom hydrologischen Typ als grundwasserarm einzustufen. Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) und der Mittelwasserabfluss (MQ) betragen für das Sommerhalbjahr im 25-jährigen Mittel (1971 – 1995) am Pegel Dämmerwald (Stat.-km: 69,7) 26 l/s und 241 l/s. Am Pegel Isselburg (Stat.-km: 34,6) liegen der MNQ und der MQ für den gleichen Zeitraum im 11-jährigen Mittel (1985 – 1995) bei 129 l/s und 1,02 m³/s.

Bei Eintritt in die Issel-Ebene besitzt der Fluss eine Höhe von 25 m ü. NN. Die Böden liegen hier auf bis

zu 80 m mächtigen Kies-/Sandaufschüttungen der Niederrheinterrasse. Für die Bodenstruktur und somit die Vegetation ist der Flurabstand des Grundwassers entscheidend, der im Süden ca. 2 m und im Norden (Bereich der Staatsgrenze) nur noch wenige Dezimeter beträgt.

Anthropogene Einflüsse

Vor Beginn des 20. Jahrhunderts befand sich die Issel in einem hochwertigen ökologischen Zustand. Das mäandrierende Flussbett war gut strukturiert und mit einer artenreichen Flora und Fauna besiedelt. Die Fließgeschwindigkeit war durch Mäandrierung, vorhandene Retentionsräume und durch Wurzeln der Ufergehölze gering. Die begleitende Flussaue ermöglichte einen ganzjährigen Wasseraustausch und bildete die Voraussetzung für Alt- und Nebengewässer. Das Fließgewässer war durchgängig für Fische und ermöglichte damit ungestörte Wanderungsbewegungen (BUSCH & KREY-MANN 1992).

Aufgrund des langsamen Wasserabflusses und der damit verbundenen Überschwemmungsgefahr in niederschlagsreichen Zeiten war die damalige natürliche Gewässerbeschaffenheit in der Kulturlandschaft unerwünscht. Deshalb wurden in den folgenden Jahrzehnten umfangreiche Eingriffe durchgeführt. Das „Issel-Reglement“ wurde 1845 von den preußischen Regierungen Düsseldorf und Münster als umfassendes Konzept für den technischen Aufbau der Issel aufgestellt. Es gab aber auch schon vorher Eingriffe in die Gewässerstruktur des Ijsselsystems. Dieses Konzept legte jedoch die Grundlage für massive Ausbaumaßnahmen, die in mehreren Stufen bis Ende der sechziger Jahre des 20. Jahrhunderts durchgeführt wurden. Bis Anfang der neunziger Jahre erfolgten noch Teilumsetzungen des Gewässerausbaus nach dem „Wasserwirtschaftlichen Generalplan für den Isselausbau aus dem Jahre 1969“ (BUSCH & KREYMAN 1992).

Somit haben anthropogene Einflüsse den Verlauf und den Gewässerzustand der Issel maßgeblich



Abb. 1: Issel vor dem technischen Ausbau am Schulte Wellmannshof 1950 (bei Loikum)

geprägt. Abbildung 1 zeigt den Verlauf der Issel im Jahr 1950 vor dem technischen Ausbau, aber bereits mit landwirtschaftlicher Überprägung. Abbildung 2 zeigt den Ist-Zustand der Issel bei Werth mit der Überformung im technischen Regelprofil.

Schon der Oberlauf bis zur Einmündung des Faulerbaches ist stark begradigt und technisch überformt worden. Ab diesem Zufluss ist die Issel fast durchgängig im Regelprofil ausgebaut. Bei Marienthal und zwischen Loikum und Isselburg fließt die Issel nur durch einen niedrigen Deich eingefasst. Hier sind stellenweise noch kleinräumige naturnahe Strukturen zu finden. Außerdem ist der Flusslauf durch 21 Querverbauungen in Form von Wehranlagen (Kulturstaues) und Sohlabstürzen staureguliert. Nach (BUSCH & KREYMAN 1992) wirken davon 10 Querbauwerke als Fischeaufstiegssperren.

Verschiedene kulturelle Einflüsse, wie z. B. Drainage von Heideflächen, Anlage von Meliorationsgräben und Oberflächenversiegelung führten zur Herabsetzung des Retentionsvermögens. Die dadurch hervorgerufene Erhöhung der Fließgeschwindigkeit bei längeren Regenzeiten verstärkt somit die bekannten Probleme der Hochwasserabführung in der gefällearmen Ebene (0,2 – 0,4 ‰). Die Isseldeiche müssen hier Hochwasserspitzen bis zu 1 m über Geländeneiveau eindämmen und rückhalten, was durch naturferne Gewässerunterhaltungsmaßnahmen wie z. B. Grundräumungen und Mahd von Flussbett und Ufer nicht verhindert werden kann.

Im Zusammenspiel mit der geringen Wasserführung bei MNQ und der Grundwasserarmut der Auen überwiegt dagegen in niederschlagsärmeren Zeiten an vielen Stellen ein Stillwassercharakter. Im Som-



Abb. 2: Issel technisch ausgebaut bei Werth 1999

mer werden kritische Niedrigwasserstände erreicht, die bis zum streckenweisen Trockenfallen führen können. Die Gefahr von lokalem Fischsterben wird dadurch, im Zusammenwirken mit der stofflichen Belastung und bei Sauerstoffmangelsituationen in der Issel, erhöht.

Stoffliche Belastung

Die Nährstoffbelastung der Issel ist vorwiegend auf Einträge aus der Landwirtschaft und die Einleitungen aus 4 Kläranlagen, die in ihrer Reinigungsleistung bereits verbessert wurden, sowie zahlreiche Mischwasserentlastungen zurückzuführen. Die Gesamtposphor-, die Ammonium-N- und die Nitrat-N-Konzentrationen weisen erhebliche, auch jahreszeitlich bedingte Schwankungen auf und lassen keinen Trend erkennen.

Die Zielvorgaben der AGA (Allgemeine Güteanforderungen) wurden für die Gesamtposphor- und die Ammonium-N-Konzentrationen an den 12 untersuchten Basismessstellen bei den meisten Messungen eingehalten. Die Messungen zeigen allerdings auch hohe Überschreitungen von bis zu 1,55 mg/l Gesamtposphor und 8,4 mg/l Ammonium-N, besonders unterhalb der Kläranlageneinleitungen.

Die hohe Streubreite der Nährstoffkonzentrationen zeigt Abbildung 3 am Beispiel der Nitrat-N-Konzentrationen. Wegen der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung des Umfeldes und der schwankenden Abflussverhältnisse ist kein einheitlicher Trend feststellbar. Andere Untersuchungen, die im Winterhalbjahr durchgeführt wurden, zeigen Nitratbelastungen von bis zu 99 mg/l, die durch Ausspülungen aus den

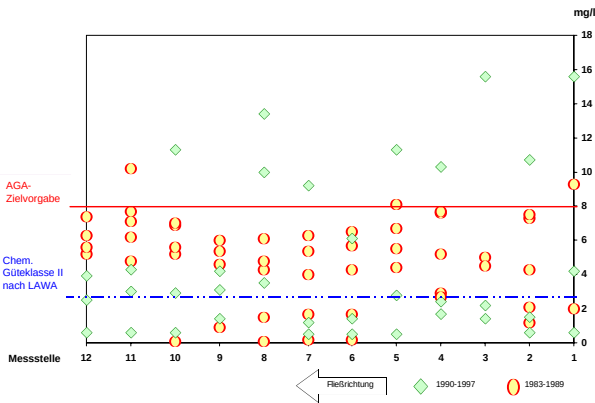


Abb. 3: NO₃-N-Konzentrationen in der Issel von 1983 – 1997

angrenzenden Ackerflächen zustande kommen (LUA 1999a).

Vom Oberlauf der Issel bis zur deutsch-niederländischen Grenze ist eine deutliche, durchgehende organische Belastung festzustellen. Die Zielvorgabe der AGA für den TOC von ≤ 7 mg/l wurde bei den meisten Messungen überschritten. Die Höchstwerte im Untersuchungszeitraum lagen bei 15 mg/l.

Bis auf Sauerstoffdefizite unterhalb der Kläranlagen Hamminkeln und Isselburg entsprechen die Sauerstoffkonzentrationen weitgehend den Zielvorgaben der AGA (Abb. 4). In den staugeregelten Bereichen entstehen im Sommer zeitweise Sauerstoffübersättigungen, die für Eutrophierungsvorgänge im Anfangszustand typisch sind. Die Höchstwerte lagen bei 20,1 mg/l O₂ und 187 % Sättigung.

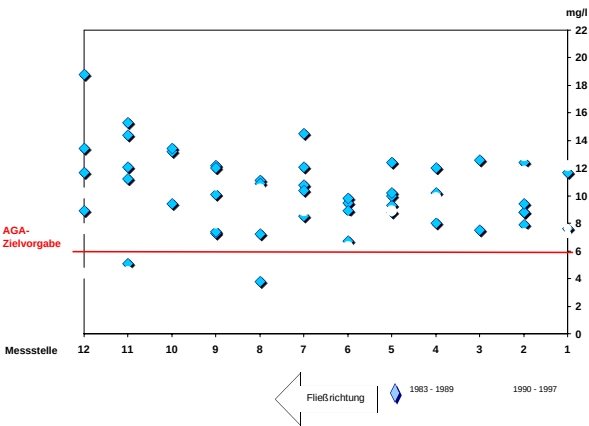


Abb. 4: O₂-Konzentrationen in der Issel von 1983 – 1997

Als weitere Belastungsfaktoren sind in der Issel zahlreiche Pflanzenbehandlungsmittel nachgewiesen worden. Unter den gemessenen Substanzen war Diuron der Wirkstoff mit den häufigsten Ziel-

vorgabenüberschreitungen an der deutsch-niederländischen Grenzmessstelle. Es gab keine erkennbare Tendenz der Zu- oder Abnahme. Außerdem wurden regelmäßige Überschreitungen der Zielvorgaben für Metolachor, Trifluralin, α- und β-Endosulfan festgestellt (LUA 1999b). Das StUA Herten wies 1998/99 zusätzlich auch Atrazin, Cyanazin, Isoproturon und weitere Pflanzenbehandlungsmittel in höheren Konzentrationen nach (OSTERMANN 1999). In den Schwebstoffen der Issel wurde vom StUA Herten PCB-Belastung festgestellt. Auf niederländischer Seite konnte PCB-Belastung der Sedimente in der „Oude IJssel“ nachgewiesen werden.

Tab. 1: Lage der 12 Basismessstellen an der Issel

Messstelle	Lage
1	oberhalb Mündung Raesfelder Mühlenbach
2	oberhalb Kläranlage Marienthal
3	unterhalb Kläranlage Marienthal
4	oberhalb Bärenschleuse
5	oberhalb Mündung Brüner Mühlenbach
6	unterhalb Mündung Brüner Mühlenbach
7	oberhalb Kläranlage Hamminkeln
8	unterhalb Kläranlage Hamminkeln
9	Issel oberhalb Mündung Kleine Issel
10	oberhalb Kläranlage Isselburg
11	unterhalb Kläranlage Isselburg
12	Issel vor Landesgrenze

Gewässergüteklasse und Fauna

Die Gewässergüte der Issel hat sich in den letzten 30 Jahren kaum verändert. Es sind lediglich Schwankungen in den Bereichen der Güteklassen II-III und II an einzelnen Messstellen festzustellen. Im Oberlauf ist die Issel mäßig belastet. Unterhalb der Kläranlagen Marienthal, Hamminkeln und Isselburg wurde die Issel größtenteils in die Güteklasse II-III eingestuft. Auf einer kurzen Fließstrecke im Mittellauf und vor der Landesgrenze zu den Niederlanden erfolgte meistens eine Einordnung in die Güteklasse II.

In der relativ artenreichen Lebensgemeinschaft der Wirbellosenfauna dominieren, wie bei der überwiegenden Zahl der Fließgewässer in der Kulturlandschaft, anpassungsfähige Arten, die keine speziel-

len Ansprüche an ihren Lebensraum stellen. Zahlreich und stetig sind der Flohkrebs *Gammarus roeselii*, Eintagsfliegen wie *Caenis spec.* und *Baetis verus*, die Libelle *Calopteryx splendens* und einige Köcherfliegenarten, wie z. B. *Hydropsyche angustipennis*, *Anabolia nervosa* und *Goera pilosa*. Hinzu kommen einige Käferarten wie *Orectochilus villosus* und *Potamonectes depressus*. Ein großer Anteil der Biozönose besteht aus verschmutzungstoleranten Egelarten wie *Erpobdella octoculata* und *Glossiphonia complanata* sowie mehr oder weniger strömungsindifferenten Schnecken z. B. *Bithynia tentaculata* und *Gyraulus albus*.

Reste der ehemaligen Besiedlungsvielfalt sind kaum noch zu erkennen, da das Gewässer durch Begradigung, Aufstau, Uferbefestigung, intensive Gewässerunterhaltung (Gewährung von Abfluss und Drainage) in seiner Strömungs-, Substrat- und Strukturvielfalt geschädigt ist.

BUSCH & KREYMAN (1992) konnten in einer 3-jährigen Untersuchung von 1989 – 1992 25 Fischarten in der IJssel und ihren Zuflüssen nachweisen. Zu den seltenen Funden zählten Steinbeißer, Schlammpeitzger und das Rundmaul Bachneunauge. Den größten Anteil stellten, wie beim Makrozoobenthos, die indifferenten Arten, z. B. Flussbarsch oder Rotauge vor den strömungsliebenden und den stillwasertypischen Arten. Früher heimische Arten wie z. B. Maifisch, Finte, Quappe, oder auch Wanderfische wie z. B. die Meerforelle, sind dagegen verschollen.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung konnten im Rahmen der Erstellung eines Fischartenkatasters durch die LÖBF/LafAo-Dezernate für Fischerei im Wesentlichen bestätigt werden (LUA 1996).

Biologische Bewertung des weiteren Verlaufes der niederländischen Oude IJssel und Messstellen an der IJssel bis zum IJsselmeer

An der Oude IJssel werden 2 Messstellen von der „Waterschap Rijn en IJssel“ regelmäßig untersucht. Die biologische Beurteilung erfolgt in erster Linie durch die niederländische STOWA-Methode (EBE-OSWA 1992) für fließende Gewässer. Durch Auswahl von geeigneten Artengruppen werden Klassifizierungen für die folgenden „ökologischen Charakteristika“ ermöglicht:

- Saprobie (Effekte organischer Belastung)

- Trophie (Effekte der Belastung mit Phosphat und Stickstoff)
- Ernährungsstrategie (Indikation von Güte und Vollständigkeit von Systemprozessen)
- Substrat (Morphologie und Boden des Gewässers, Gewässerunterhaltung u. a.)
- Strömung (Anordnung und Hydrologie der Gewässer).

Jedes Charakteristikum wird auf der Grundlage eines fünfklassigen Bewertungssystems von Klasse 1 (sehr schlecht) bis Klasse 5 (sehr gut) eingestuft.

Das ökologische Profil der Messstelle „Oude IJssel an der Grenze“ liegt nach den Untersuchungen von 1993 und 1995 auf gutem ökologischen Niveau. Besonders die Charakteristika Strömung, Saprobie und Ernährungsstrategie ließen eine gute Beurteilung zu.

Die Messstelle „Oude IJssel vor Doetinchem“ wurde insgesamt in ein mäßig ökologisches Niveau (Klasse III) eingestuft.

Im weiteren Verlauf wird die biologische Qualität der IJssel vom „Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling“ (RIZA) überwacht. Die Biozönose des Makrozoobenthos wird an fünf Messstellen in Velp, De Steeg, Olst, Wijhe und Kampen untersucht. An zusätzlichen Messstellen werden Erhebungen zur Bestandsentwicklung von Wasserpflanzen, des Phyto- und Zooplanktons und der Fischpopulationen durchgeführt.

Wir danken Frau Weenink von der „Waterschap Rijn en IJssel“ für die Informationen zur ökologischen Bewertung der Oude IJssel und Herrn Baars vom RIZA für die Auskünfte zur Überwachung der weiteren Fließstrecke der IJssel.

Problemgebiete

Die Konfliktfelder entstehen aus der Zieldivergenz zwischen anthropogenen Ansprüchen und naturnaher Entwicklung des Gewässers und seiner Umfeldstruktur. So lassen sich für die IJssel und andere landwirtschaftlich überformte Fließgewässer folgende Problemgebiete aufzeigen:

- Die Drainage der Ackerflächen bringt einen erhöhten Nährstoffeintrag (Düngemittel) mit sich. Diffuse Einträge aus der Landwirtschaft –

vorwiegend Gülle, Silage und Pflanzenbehandlungsmittel – verursachen eine durchgehende Gewässerbelastung, die zu Fischsterben und zur Schädigung der Fischnährtiere führen kann.

- Zusätzlich tragen die Einleitungen von Kläranlagen, die erst zum Teil modernisiert sind, sowie Mischwasserentlastungen und kleinere Einleitungen zur Belastung bei.
- Dadurch kann es in den stillwassertypischen Gewässerabschnitten zur Eutrophierung kommen, die in den Sommermonaten für die auftretende Sauerstoffarmut mitverantwortlich ist (Sekundärverschmutzung).
- Durch die geringe Wasserführung und den Ausbauzustand zwischen Quelltopf und der Einmündung des Raesfelder Mühlenbaches hat z. B. die Issel in diesem Bereich den Charakter eines Dränagesystems (Meliorationsgraben).
- Die im gesamten Isselsystem bei Normal- und Niedrigwasserabflüssen zu beobachtende geringe Fließgeschwindigkeit, die u. a. auf Anstauungen, Schwellen und Wehre zurückzuführen ist, stellt eine Hauptursache für die Verarmung der Substratvielfalt dar. Teilweise sind anaerobe, eisenockerdurchsetzte Schlammablagerungen festzustellen, die besiedlungsfeindlich wirken. Wasserentnahmen für die Beregnung von Ackerflächen tragen zusätzlich zur geringen Wasserführung in den Sommermonaten bei.
- Für Wanderfische, wie die Meerforelle, stellen die Wehre nahezu unüberwindbare Hindernisse dar.
- In der Makrozoobenthosfauna dominieren stellenweise stillwasserliebende Taxa (z. B. die Köcherfliege *Molanna angustata*). Naturnahe Zuflüsse wie der Waldbach oder der Siegewinkelbach können nur wenig zur Verbesserung der Artenvielfalt und Individuendichte beitragen.
- Die heute noch praktizierte naturferne Gewässerunterhaltung (Grundräumung, Entfernung des Uferbewuchses) führt zu einer Verringerung der Artenvielfalt, die insbesondere die Schädigung bedrohter Grundfischarten (z. B. Schlammpeitzger) nach sich zieht (WRIED et al. 1996).

Ausblick

Die beschriebenen Konfliktfelder zeigen einige Probleme auf, die aus den unterschiedlichen Nutzungsansprüchen resultieren. Hinzu kommen die gewachsene Struktur der Flurteilung unter den Kommunen und zwischen den Gehöften im Umfeld des Gewässers, die Nutzungsintensität, der Versiegelungsgrad und die hydraulischen Verhältnisse.

Zu dem sind die rechtlichen Voraussetzungen zu einer Verbesserung des gewässerökologischen Zustandes derzeit nicht gegeben. Zur Zeit werden Planungen zu einem „naturnahen Hochwasserschutz“ für das Isselsystem geprüft.

In Nordrhein-Westfalen und in den anderen Teilen Deutschlands und Europas gibt es inzwischen gute Beispiele für erfolgreiche Projekte zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern. Besonders hervorzuheben ist z. B. die Renaturierung der Lippeaue in der Klostermersch (vgl. Kap. 3.2.7) oder – um ein der Issel vergleichbares Gewässer zu nennen – die Revitalisierung der Ise-Niederung in Niedersachsen (LUCKER et al. 1998). Dabei stellt sich immer wieder heraus, dass vielfach tradierte Anforderungen erfolgreich hinterfragt und geändert werden können, um den Gewässern Gelegenheit zu geben, sich naturnah entwickeln zu können. Auch die kommende EU Wasserrahmenrichtlinie wird neben den Bestrebungen in Nordrhein-Westfalen neue Impulse setzen.

Hoffentlich bieten sich aus den daraus gewonnenen Erkenntnissen auch Anregungen und Ideen für die Issel.

Literaturverzeichnis

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995): Neue Wege in der Gewässerpflege, München.
- BUSCH, W. & H. KREYMANN (1992): Die Issel und ihre Fischfauna, Boss-Verlag, Kleve.
- EBEOSWA (1992): STOWA-Methode (Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer). STOWA-Bericht 92-07.
- LUA NRW (Landesumweltamt NRW) (1996): Gewässergüterbericht 1993/94. S.101, 152-154, Eigenverlag Landesumweltamt NRW, Essen.
- LUA NRW (Landesumweltamt NRW) (1997): Gewässergüterbericht 1996. Eigenverlag Landesumweltamt NRW, Essen.
- LUA NRW (Landesumweltamt NRW) (1999): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens. Merkblatt Nr.16, S. 111-117, Eigenverlag Landesumweltamt NRW, Essen.

LUA NRW (Landesumweltamt NRW) (1999): Gewässerschutz-
bezogene Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittel. Materialien
Nr.55, Eigenverlag Landesumweltamt NRW, Essen.

LUCKER, T., K. BORGGRÄFE, & O. KÖLSCH (1998): Revitalisierung
in der Ise-Niederung - Sichtbare Fortschritte der ökologi-
schen Entwicklung einer Flußlandschaft. Angewandte Land-
schaftsökologie H.23, S. 73-97.

OSTERMANN, K. (1999): Pflanzenbehandlungs- und Schädlings-
bekämpfungsmittel (PBSM) in den Gewässern von NRW,
PBSM - Gewässergütebericht 1997. Jahresbericht des StUA
Herten, unveröffentlicht.

WRIED, B., K. SCHRIDDE, H. WENDT, & R. SCHULZ (1996): Einfache
Kriterien zur Optimierung der Gewässerunterhaltung - Bei-
spiele von Kleinfließgewässern der Uckerniederung bei
Prenzlau. Zoologisches Institut der TH Braunschweig,
Arbeitsgruppe Limnologie, Deutsche Gesellschaft für Limno-
logie (DGL), Tagungsbericht 1996 (Schwedt), Krefeld 1997

3.6.2 Die Berkel – Ein sandgeprägtes Gewässer im Münsterland

Kerstin Ostermann & Dr. Dieter Busch (StUA Herten)

Einleitung

Die Berkel (Abb. 1) die - beispielhaft für die Gewässer des westlichen Münsterlandes – in den vergangenen Jahren besonders intensiv untersucht wurde, ist ein Fließgewässer II. Ordnung. Sie entspringt am westlichen Rand der Baumberge bei der Stadt Billerbeck im Kreis Coesfeld. In ihrem weiteren Verlauf passiert sie die Städte Coesfeld, sowie Gescher, Stadtlohn und Vreden im Kreis Borken, um zwischen den Örtchen Ammeloe (D) und Rekken (NL) bei Flusskilometer 64,5 in die Niederlande (Provinz Gelderland) zu fließen. Bei Zutphen mündet sie nach 110 Fließkilometern in die Issel. Die Berkel hat ein Einzugsgebiet von insgesamt 780 km². Davon liegen ca. 400 km² auf nordrhein-westfälischer Seite, im Münsterland. In diesem Bereich entwässern Varlarer Mühlenbach, Honigbach, Felsbach, Ölbach, Hunningbach und Emrichbach als größte Zuflüsse in die Berkel. Auf niederländischem Gebiet münden Ramsbach und Groenlose Slinge als größere natürliche Zuflüsse. Außerdem wird an mehreren Stellen Wasser in das niederländische Kanalsystem abgeleitet.

Typologisch ist der obere Teil des Einzugsgebietes der Berkel etwa bis Stadtlohn der Fließgewässerlandschaft der Verwitterungsgebiete zuzuordnen (Abb. 2). Danach verläuft die Berkel in der von ihr selbst gestalteten Niederung. Das Substrat der Berkel ist von der Quelle an fast ausschließlich sandgeprägt. Durch den Einfluss des Kalksand-

steins der Baumberge ist der pH-Wert des Berkelwassers in der Regel leicht basisch.



Abb. 2: Berkel oberhalb Geschers – Struktur relativ naturnah

Das Einzugsgebiet der Berkel war schon sehr früh besiedelt. Die vielfältigen anthropogenen Eingriffe, wie z. B. Begradigung, Eindeichung, Stauhaltung und die intensive Nutzung vieler Auenabschnitte, prägen das Bild der Berkel besonders unterhalb von Vreden bis heute maßgeblich. Belastungsschwerpunkte stellen besonders die Siedlungsbereiche, die intensive landwirtschaftliche Nutzung des Bodens, die häufig direkt an den Uferrand grenzt (Abb. 3), sowie diffuse Einleitungen von z. B. Wochenendhäuschen, Schrebergärten usw. dar.

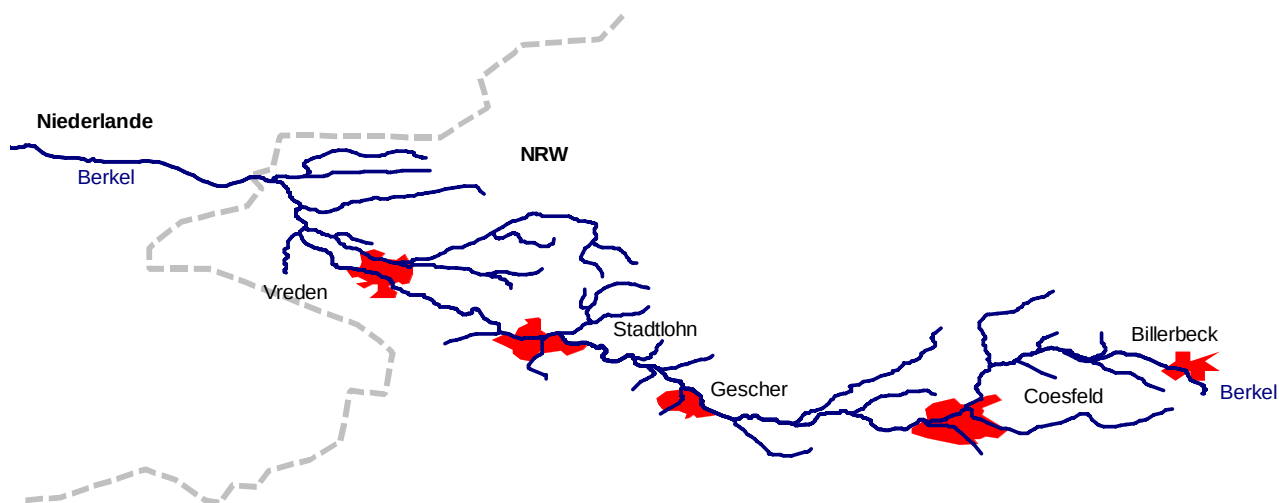


Abb. 1: Die Berkel



Abb. 3: Berkel unterhalb Vredens – Ackerbau bis an den Uferrand

Entwicklung der Gewässergüte

Erste Aufzeichnungen über die Gewässergüte der Berkel liegen von 1969 vor. Damals waren lange Abschnitte der Berkel bereits kurz unterhalb der Berkelquelle von massiven Sauerstoffdefiziten geprägt. Schwerpunkte der Belastung befanden sich unterhalb der größeren Ortschaften.

Die Abbildung 5 liefert an Hand der zusammenfassenden alle fünf Jahre erscheinenden Gewässergütekarten einen Überblick über die Entwicklung der Gewässergüte der Berkel bis zur Niederländischen Grenze von 1969 bis 1999.

Seit 1971 wurde die Gewässergüte mit Hilfe des Saprobien-Systems festgelegt, so dass die Daten von diesem Zeitpunkt an mit den heutigen Untersuchungen der biologischen Gewässergüte vergleichbar sind. 1971 und 1973 war der Quellbereich der Berkel noch weitgehend unbeeinflusst und wurde mit Güteklasse I-II bewertet. Danach verschlechterte sein Zustand sich und musste häufig der Güteklasse II-III zugeordnet werden. Schon an der Stadtgrenze von Billerbeck zeigten sich 1971 erste Belastungen. 1975 erhielt diese Stelle mit der Güteklasse III-IV ihre schlechteste Bewertung. 1973 war der Flussabschnitt unterhalb Billerbeck auf einer Länge von etwa 4,5 km in die Güteklasse IV eingestuft. Im weiteren Verlauf wechselte die Gewässergüte mehrfach zwischen den Klassen III und III-IV. Nur zwei kurze Abschnitte oberhalb von Coesfeld und vor der niederländischen Grenze hatten schon die Güteklasse II-III erreicht.

Die nächsten Untersuchungen 1976/77 und 1978 zeigten schon eine deutliche Verbesserung der

Gewässergüte. Der Abschnitt unterhalb von Billerbeck erreichte die Güteklasse III-IV. Diese Güteklasse trat nur noch unterhalb der Kläranlage Coesfeld bis zur Mündung des Felsbachs (ca. 6,5 km) auf. Weiter unterhalb wechselten sich Fließstrecke mit den Güteklassen II-III und III ab.

In den Jahren 1979 bis 1982 verbesserte sich die Qualität der Berkel so, dass mit Ausnahme der Abschnitte unterhalb von Billerbeck und unterhalb von Coesfeld (jeweils GK III) durchgehend bis zur Grenze die Güteklasse II-III vorlag. Oberhalb von Coesfeld konnten 1985 erste Abschnitte mit Güteklasse II bewertet werden. Zwischen 1982 und 1987 waren im Kreis Borken nur noch wenige Gewässerabschnitte in die Güteklasse III eingestuft. Allgemein herrschte aber die Güteklasse II-III vor. 1988 wurde für die Messstellen unterhalb der Kläranlage Coesfeld und unterhalb Gescher noch einmal die Güteklasse III-IV vergeben. Seit 1991 sind schlechtere Güteklassen als II-III an der gesamten Berkel verschwunden. Abschnitte mit Güteklasse II traten immer häufiger auf. Die Berkelabschnitte oberhalb Coesfeld und vor der niederländischen Grenze liegen seitdem konstant in Güteklasse II.

Seit 1996 ist die Berkel unterhalb der sanierten und erweiterten Kläranlage Gescher und seit 1999 ebenfalls unterhalb der neu gebauten Kläranlage Vreden in die Güteklasse II eingestuft. So konnte 1999 der überwiegende Teil der Berkel mit der Güteklasse II bewertet werden. Güteklasse II-III tritt dauerhaft noch an der Berkelquelle, an einem Abschnitt zwischen Billerbeck und Coesfeld sowie einem weiteren Bereich direkt oberhalb von Vreden (Abb. 4) auf. Im Quellbereich der Berkel beeinträchtigen strukturelle Probleme die Gewässergüte. Unterhalb von Billerbeck wirkt sich die Einleitung der Kläran-



Abb. 4: Berkel oberhalb Vredens, beim Berkel-See

lage der Fa. Suwelack (Nahrungsmittel-Produktion) negativ auf die Berkel aus. Oberhalb von Vreden macht sich der Einfluss des im Nebenschluss liegenden Berkelsees bemerkbar. An den übrigen Messstellen schwankt die Gewässergüte über die Jahre bis heute zwischen den Klassen II und II-III. Dies mag an den Unterschieden in der landwirtschaftlichen Nutzung des Umlandes liegen. Zusätzlich kann das bei Hochwässern sehr leicht verlagerebare sandige Substrat der Berkel stellenweise Artendefizite verursachen. Insgesamt ist die Tendenz zur Verbesserung aber deutlich erkennbar.

Um den Belastungszustand der Berkel zu dokumentieren und die Eintragspfade der Schadstoffe nachzuvollziehen, wurde von 1992 bis 1995 ein dreijähriges intensives Untersuchungsprogramm in niederländisch-deutscher Zusammenarbeit durchgeführt (BUSCH & OSTERMANN 1998).

Die Auswertung der Untersuchungsergebnisse zeigte, dass die Berkel in erster Linie durch landwirtschaftliche und kommunale, weniger durch industrielle Belastung geprägt ist. Schwermetalle, AOX, Chlorid und Sulfat weisen in der Berkel und ihren Zuflüsse relativ niedrige Konzentrationen auf. Ammonium-N-, Nitrat-N-, Phosphor- und TOC-Konzentrationen überschritten dagegen sehr häufig die Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer NRW (AGA 1991).

Der Versuch, die Eintragspfade nachzuvollziehen, ergab, dass Ammonium-N zu einem erheblichen Anteil aus den Kläranlagen stammte. Inzwischen wurden allerdings die meisten Kleinkläranlagen stillgelegt. Das Abwasser wird nun zu den größeren Anlagen mit besserer Reinigungsleistung übergeleitet, so dass von einem Rückgang der Ammonium-Konzentrationen auszugehen ist. Das gleiche gilt in abgeschwächter Form für die Phosphorbelastung, da diese nur zu einem Teil aus den Kläranlagen stammt. Hier sind zu einem erheblichen Teil diffuse, nicht vollständig zurückzufolgende Eintragsquellen beteiligt. So können Bodenabtrag, Sedimentaufwirbelungen oder diffuse häusliche Einleitungen Ursache für erhöhte Phosphorkonzentrationen im Gewässer sein.

Die hohen Nitrat-N und TOC-Gehalte der Berkel spiegeln die intensive landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes wider. Während der Haupt-Vegetationsperiode im späten Frühjahr und im Frühsommer sind besonders die Nitrat-Konzentrationen

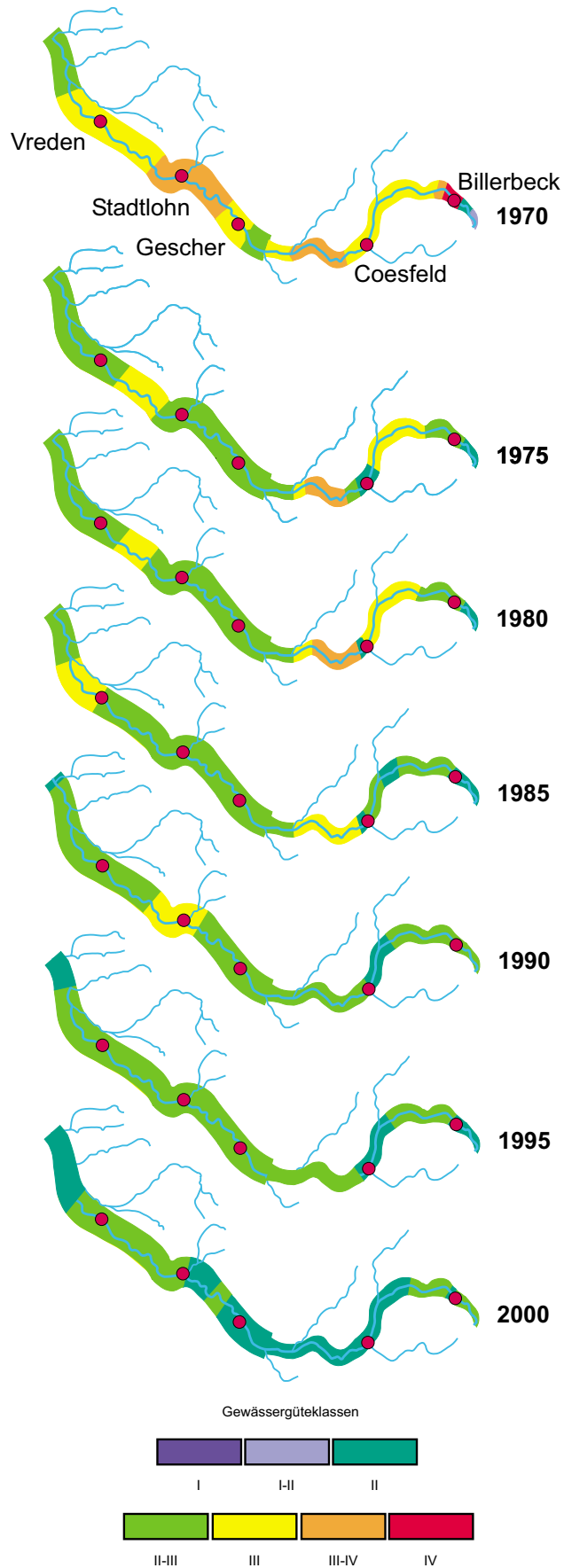


Abb. 5: Geschichte der Berkel – Gewässergüte

deutlich niedriger als im übrigen Jahr, da die Pflanzen viel Stickstoff aufnehmen und die Felder nicht mehr gedüngt werden können. Dieser Jahres-Rhythmus lässt sich bis heute an den routinemäßigen Gewässeruntersuchungen ablesen.

An der Berkel wird derzeit unter Federführung der Bezirksregierung Münster und fachlicher Begleitung der StUÄ Herten und Münster ein Auenprogramm zur Verbesserung der Gewässerstruktur durchgeführt. Die Umsetzung dieses Programms kann auch für die Nitrat- und die TOC-Belastung mit der Zeit erhebliche Verbesserungen bringen (z. B. durch die Extensivierung der Landwirtschaft in der Aue, geringere Abschwemmung durch Uferrandstreifen).

Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) stellen eine weitere Stoffgruppe dar, die in der Berkel in zu hohen Konzentrationen vorliegt. Neben den üblichen landwirtschaftlich verwendeten PBSM (hier vor allem Isoproturon) wurde bei dem Untersuchungsprogramm besonders das Totalherbizid Diuron nachgewiesen. Diuron wird (verbotenerweise) auch von Privatanwendern auf Garageinfahrten, Wegen und Plätzen verwendet. Während der Vegetationsperiode traten in der Berkel häufig Konzentrationen bis zu 1 µg/l, in einem Extremfall sogar 25,0 µg/l (1996), auf. In den letzten Jahren nahmen die Konzentrationen an Diuron im Berkelwasser ab (LUA 1999). Es bleibt aber abzuwarten, ob dies hauptsächlich an den größeren Abflüssen der Berkel lag, oder ob tatsächlich die Aufklärungskampagne der StUÄ Münster und Herten von 1996 ihre Wirkung zeigt.

Fazit

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass die Gewässergüte der Berkel sich in den letzten 30 Jahren drastisch verbessert hat. Vom guten ökologischen Zustand, wie er in der EU-Wasserrahmenrichtlinie gefordert wird, ist die Berkel aber auf langen Flussabschnitten noch weit entfernt. Das Berkel-Auenprogramm ist auf dem Weg zu diesem Ziel ein wichtiger Schritt.

Literatur

- AGA (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer; Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden im wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren.- Runderlaß des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, Ministerialblatt NRW 42, 863-874 (1991) und LWA-Merkblatt Nr. 7, jetzt Landesumweltamt NRW, Essen 1991, 38 pp.
- BUSCH, D. & K. OSTERMANN (1998): Gewässeruntersuchung im deutsch-niederländischen Stromgebiet der Berkel (Oktober 1998), Staatliches Umweltamt Herten, unveröffentlicht.
- LAWA (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band 1.- Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuchverlag Berlin 1997, 59 pp.
- LUA (1999): Gewässergütebericht '97 - Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel in Oberflächengewässern, Berichtszeitraum 1987 - 1997. Essen: Eigenverlag Landesumweltamt NRW, 147 S..



4 Stehende Gewässer

4 Stehende Gewässer

Dr. Karl-Heinz Christmann (LUA)

Nordrhein-Westfalen hat über 2.000 stehende Gewässer. Fast alle sind durch die Tätigkeit des Menschen entstanden, die meisten durch den Abbau von Kies, Braunkohle, Ton, Torf oder Basalt. Talsperren und Hochwasserrückhaltebecken wurden aus wasserwirtschaftlichen Gründen, eine Vielzahl von Kleingewässern als Fisch-, Lösch- und Zierteiche oder aus Artenschutzgründen angelegt. Die wenigen natürlichen Standgewässer sind Erdfallseen, Altgewässer und Heideweiher.

Erdfallseen entstehen dadurch, dass im Untergrund wasserlösliche Salze vom Grundwasser ausgewaschen werden und die entstandenen Hohlräume einstürzen. Die an der Erdoberfläche gebildeten Senken füllen sich mit Grund- und Regenwasser. Die größten Erdfallseen in NRW – das Große Heilige Meer und der Große Erdfallsee – liegen im nördlichen Münsterland und stehen unter Naturschutz.

Altgewässer, die es insbesondere noch an Rhein, Weser und Ems gibt, können wegen des Gewässerbaus heute nicht mehr neu entstehen. Die vorhandenen sind durch Verlandung, die Altarme am Rhein zusätzlich durch die zunehmende Tiefenerosion des Rheinstroms, die eine Grundwasserabsenkung bewirkt, gefährdet.

Heideweiher sind vor allem im Rheinland und im Münsterland anzutreffen. Viele sind als Lebensraum für gefährdete Pflanzen- und Tierarten schutzwürdig.

Die Mehrzahl der künstlichen Gewässer sind Nassabgrabungen. Vor allem entlang der großen Flüsse, wo Kiese und Sande ergiebige Lagerstätten bilden, findet man sie in großer Zahl. Die Ausdehnung der Abgrabungstätigkeit beeinträchtigt das Landschaftsbild der Auen und kann wegen der Lage vieler Seen in Wasserschutzgebieten Nutzungs-



Abb. 1: Das Große Heilige Meer gehört zu den wenigen natürlich entstandenen Seen unseres Bundeslandes



Abb 2: Künstliche Gewässer (Baggersee in Duisburg) unterliegen häufig vielen Freizeitnutzungen ...

konflikte hervorrufen. Bei naturnaher Gestaltung können sich Abgrabungen zu wertvollen Lebensräumen entwickeln.

Die etwa 50 durch den Abbau von Braunkohle gebildeten Tagebauseen liegen im Raum Köln-Aachen. Die meisten sind relativ klein und flach, nur die größten haben für den Wassersport Bedeutung. Die beiden geplanten Restseen der Tagebaue Hambach und Garzweiler dagegen werden nach ihrer Fertigstellung die Größenordnung voralpiner bayerischer Seen erreichen.

Die über 70 Talsperren des Landes dienen hauptsächlich der Trinkwassergewinnung, dem Hochwasserschutz, der Niedrigwasseraufhöhung und der Energiegewinnung. Daneben werden viele für



Abb 3: ... können sich unter günstigen Voraussetzungen aber auch zu wertvollen Lebensräumen aus zweiter Hand entwickeln (Fischteich im Münsterland)

Erholungszwecke genutzt. Etwa 80 Rückhaltebecken wurden ebenfalls zum Schutz vor Hochwasser angelegt.

Von den zahlreichen Zier-, Fisch- und Löschteichen sowie Artenschutzgewässern sind bisher nur wenige limnologisch untersucht worden. Erste Ergebnisse zeigen, dass vor allem die Eutrophierung häufig die gewünschte Entwicklung dieser Kleingewässer beeinträchtigt.

Über 700 stehende Gewässer wurden in das Gewässerüberwachungssystem (GÜS) des Landes aufgenommen und sollen künftig vor allem auf ihren trophischen Zustand untersucht werden. Die Ergebnisse fließen in das Seenkataster NRW ein, das sich im Aufbau befindet.

4.1 Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit ausgewählter Tagebauseen der Ville

Dr. Karl-Heinz Christmann (LUA) & Dr. Gabriele Eckartz-Nolden (StUA Köln)

Einleitung

Als Folge der Braunkohlegewinnung sind im ehemaligen Tagebaugebiet Ville über 40 Restseen entstanden. Viele dieser Gewässer haben große Bedeutung für die Erholung der Menschen im Ballungsraum Köln. Bei schönem Wetter suchen bis zu 40.000 Menschen die Ville zum Wandern, Schwimmen, Surfen, Segeln und Angeln auf. Durch die regelmäßige Überwachung der Wasserbeschaffenheit der größeren Freizeitseen sowie einiger älterer Kleinseen konnten in den letzten Jahrzehnten zahlreiche Mess- und Beobachtungsdaten gewonnen werden, die es erlauben, die Entwicklung dieser Gewässer zu dokumentieren.

Lage und Entstehung

Das ehemalige Braunkohlenabbaugebiet liegt im südlichen Teil der Ville; das eigentliche Wald-Seen-Gebiet befindet sich im Südevier im Raum Hürth-Liblar-Brühl (Abb. 1). Bedingt durch die von Süd nach Nordwest fortschreitende Abbautätigkeit liegen die ältesten, schon in den 30er Jahren entstandenen Seen bei Brühl, die jüngsten, in den 80er Jahren fertiggestellten im Raum Hürth. Inzwischen wurde der Abbau der Braunkohle in der Ville eingestellt.

Die nach der Kohlegewinnung zurückgelassenen Gruben wurden teilweise verfüllt, die durch Massendefizit übriggebliebenen Hohlräume füllten sich mit Grund- und Oberflächenwasser und bilden die heutige Seenplatte.

Untersuchungsprogramme

In den 60er Jahren untersuchte die damalige Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz erstmals einige Ville-Seen (FRIEDRICH 1975 a, b, HERBST 1966). Nach weiteren orientierenden Messungen Ende der 70er und Anfang der 80er Jahre führten verschiedene Behörden und Verbände unter der Federführung des Landesamtes für Wasser und Abfall NRW Ende der 80er Jahre im Auftrag des Umweltministeriums (MURL) eine umfangreiche lim-

nologische Bestandsaufnahme der Tagebaugewässer im ehemaligen Abbaugebiet durch. Diese Untersuchungen hatten zum Ziel, einen Überblick über die Gewässerbeschaffenheit aller Ville-Seen zu erhalten (CHRISTMANN 1995, 1998, LUA 1993). Ausgewählte Tagebauseen wurden in ein Monitoringprogramm aufgenommen und auch in den Folgejahren vom Staatlichen Umweltamt (StUA) Köln und dem Landesumweltamt (LUA) untersucht, um langfristig die Kenntnisse über die Langzeitentwicklung dieses Gewässertyps zu vertiefen. Dabei interessiert einerseits die Veränderung physikalisch-chemischer Kenngrößen über die Jahre, zum anderen die Entwicklung der Trophie sowie der Flora und Fauna im Gewässer.

Im folgenden werden die Untersuchungsergebnisse einiger ausgewählter Seen vorgestellt.

Otto-Maigler See, Bleibtreusee, Liblarer See und Heider Bergsee gehören zu den größten Tagebauseen und werden als Freizeitseen genutzt. Schluchtsee und Villenhofer Maarsee sind Landschaftsseen, die bereits 1964 untersucht wurden und sich, ebenso wie der bergbaubedingt versauerte Zieselsmaarsee, zur Beurteilung der Langzeitentwicklung anbieten.

Topographie und Morphometrie der Seebecken

Die Gesamtfläche aller 40 Ville-Seen beträgt über 400 ha. Über die Hälfte dieser Gewässer ist kleiner als 5 ha, die einzelnen Seen haben Flächen zwischen 0,4 und 74 ha. Da die ehemalige Braunkohlenlagerstätte nur eine geringe Mächtigkeit hatte und oberflächennah lag, sind die Seebecken sehr flach: ihre mittlere Tiefe liegt zwischen 0,2 und 6,9 m, die maximale Tiefe bei 15 m.

Die meisten Tagebauseen werden ganzjährig vom Wind durchmischt, nur einige wenige wie der Liblarer See sind im Sommer stabil geschichtet. Der Zieselsmaarsee hat aufgrund besonderer chemischer Verhältnisse eine ganzjährig anhaltende Schichtung. Tabelle 1 enthält charakteristische Kenndaten der hier vorgestellten Seen.

Tab. 1: Kenndaten ausgewählter Tagebauseen

	Otto- Maigler-See	Liblarer See	Heider Bergsee	Bleibtreu- See	Schlucht- see	Zieselsmaar- See	Villenhofer Maarsee
Fläche (ha)	50,5	52,8	35,4	74,2	2,3	5,8	4,5
mittl. Tiefe (m)	ca. 4	5,1	4,0	6,9	0,9	4,8	1,0
max. Tiefe (m)	7,0	13,8	8,6	12,8	4,1	10,1	3,2
Volumen (10 ⁶ m ³)	2,1	2,7	1,4	5,1	0,021	0,28	0,047
Entstehungsjahr	1977	1958	1965	1953	1960	1966	1936
Stabile Sommer- schichtung	–	+	(+)	(+)	–	+	–

Wasserbeschaffenheit

Die Wasserbeschaffenheit der Seen wird im Wesentlichen von dem Material beeinflusst, mit dem das Seewasser und die zufließenden Grund- und Oberflächenwässer in Kontakt kommen. Dies sind vor allem anstehende Tone und Braunkohle, die üblicherweise den Grund der Seebecken bilden. Als Fremdmaterial wurde bei der Verfüllung der Gruben und Herrichtung der Seen Abraum, Asche aus Braunkohlenkraftwerken und Brikettfabriken, Rückstände der Wasserenthärtung sowie Abfälle verschiedener Herkunft, die früher größtenteils ungeordnet entsorgt worden sind, eingebracht. Die Wasserqualität ist in den einzelnen Seen sehr unterschiedlich, je nachdem wie stark die einzelnen Belastungsfaktoren des sehr heterogen aufgebauten Einzugsgebietes am Wasserkreislauf beteiligt sind.

Für die Tagebauseen charakteristisch ist der hohe Salzgehalt. Er wird vor allem durch geochemische Prozesse, die im Zusammenhang mit der Pyritverwitterung ablaufen, hervorgerufen. Pyrit (FeS₂) ist im Nebengestein der Braunkohle enthalten und bei der Kohlebildung unter reduzierenden Bedingungen entstanden. Bei der in Kippen durch Sauerstoffzutritt einsetzenden Verwitterung werden aus dieser Verbindung Sulfat, Säure und Eisen freigesetzt. Niedrige pH-Werte und Pufferungsreaktionen begünstigen die Freisetzung von weiteren Stoffen, die mit dem Grundwasserstrom bis in die Tagebauseen gelangen können.

Eine bergbaubedingte Versauerung, von der in Mittel- und Ostdeutschland viele Restseen betroffen sind, konnte in der Ville nur am Zieselsmaarsee und in abgeschwächter Form an einem weiteren See festgestellt werden. Zu Untersuchungsbeginn 1980 lag der pH-Wert im Zieselsmaarsee im neutralen

Bereich und der Sulfatgehalt betrug noch unter 500 mg/l. Nachdem nach Tagebauende verstärkt versauertes Grundwasser in den See einströmte, ging der pH-Wert im oberflächennahen Wasser in den folgenden Jahren bis auf Werte unter 3 zurück. Die Sulfatkonzentration im Tiefenwasser des Sees stieg währenddessen zeitweise auf über 3000 mg/l an (Abb. 2). Seit Ende der 90er Jahre ist ein leichter Rückgang der Sulfatkonzentration zu erkennen – ein Hinweis darauf, dass wahrscheinlich der Stofftransport aus der nahegelegenen Kippe allmählich nachlässt.

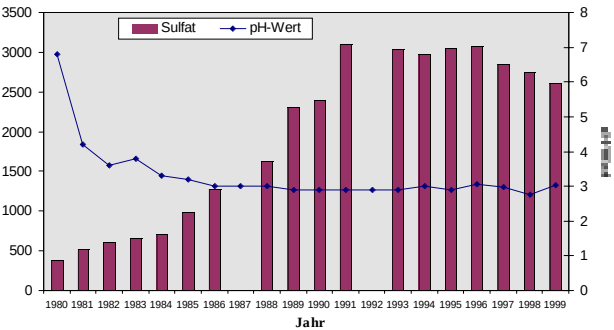


Abb. 2: pH-Wert und Sulfatgehalt im Zieselsmaarsee von 1980 bis 1999

Infolge der hohen Stoffkonzentration im Wasser, die eine hohe Dichte bewirkt, sowie begünstigt durch die windgeschützte Lage und die trichterartige Seebeckenform ist der Zieselsmaarsee inzwischen meromiktisch geworden: nur noch das oberflächennahe Wasser kann vom Wind umgewälzt und mit Sauerstoff angereichert werden. Das Tiefenwasser nimmt an der Zirkulation nicht teil und ist ständig anaerob.

Auch die Wasserbeschaffenheit der übrigen Tagebauseen ist zeitlichen Veränderungen unterworfen.

Kurz nach der Entstehung der Seen, wenn geochemische Prozesse und Elutionen in der Umgebung am intensivsten ablaufen, findet man den höchsten Salzgehalt. Im Laufe der Jahre nimmt dieser allmählich ab. Das belegen Messungen an mehreren „alten“ Tagebauseen am Beispiel der Sulfatkonzentration (Abb. 3).

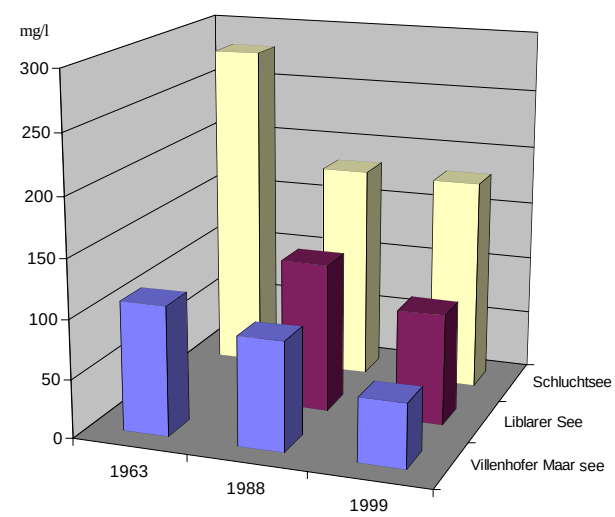


Abb. 3: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration im Schluchtsee, Liblarer See und Villenhofer Maarsee

Von diesen Gewässern liegen Daten von 1963, aus den 80er Jahren und von 1999 vor. Von 1963 bis 1985/86 bzw. 1988/89 gingen Leitfähigkeit sowie Sulfat-, Calcium- und Magnesiumkonzentrationen deutlich zurück. Im Laufe der Jahre wurden die Wässer ionenärmer und näherten sich „normalen“ Verhältnissen.

Von den weiteren hier vorgestellten Seen liegen Messdaten aus der Zeit Ende der 70er/Anfang der 80er Jahre bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt vor. Auch hier fällt vor allem die Abnahme der Calcium- und Sulfatkonzentration auf, die jedoch noch nicht so deutlich ist, wie bei den zuvor genannten Gewässern.

Tab. 2: Zeitliche Veränderung der Trophie

	1978	1981	1983	1986	1989	1997
Bleibtreusee	stark eutroph	mesotroph	mesotroph	mesotroph	mesotroph	mesotroph
Heider Bergsee	eutroph	eutroph	eutroph	(meso-/eutroph)	(meso-/eutroph)	(meso-/eutroph)
Otto Maigler See	–	–	meso-/eutroph	meso-/eutroph	mesotroph	mesotroph
Liblarer See	–	oligo-/mesotroph	mesotroph	oligotroph	oligotroph	oligo-/mesotroph

Sedimentbeschaffenheit

Die Sedimente der Tagebauseen zeichnen sich durch hohe Gehalte an Metallen und Arsen aus (LUA 1993). Diese gehen vor allem auf die Verwitterung von Feldspäten und Tonmineralien, auf die Oxidation von Eisendisulfiden und den Austrag aus Abraumkippen zurück. In pflanzenreichen und von Ufergehölz umgebenen Seen hat sich im Laufe der Jahre eine mehrere Zentimeter mächtige Schicht aus Detritus und Falllaub gebildet, die teilweise Faulschlamm enthält.

Trophie

Zur Einschätzung der Trophie von Seen werden hauptsächlich die Kenngrößen Phosphor, Sichttiefe und Chlorophyll a herangezogen. Die Gesamt-P-Konzentration gibt Hinweise auf das Nährstoffangebot für die Primärproduzenten. Sichttiefe und Chlorophyll a beschreiben die Intensität der Phytoplanktonproduktion.

Die Beurteilung des trophischen Zustandes stößt bei Seen, die von Makrophyten dominiert werden, auf Schwierigkeiten, da mit der Chlorophyllbestimmung nur die Biomasse des Phytoplanktons erfasst wird. Auch die Sichttiefe ist als Kriterium ungeeignet, weil Makrophyten durch Konkurrenz und Allelopathie die Phytoplanktonentwicklung unterdrücken können.

Vergleicht man unter diesem Vorbehalt den trophischen Zustand einzelner Jahre miteinander ergeben sich für die verschiedenen Seen folgende Befunde (Tab. 2).

Die deutliche Verminderung der Trophie im Bleibtreusee geht auf eine umfangreiche Seetherapie zurück (s. u.). Seitdem befindet sich das Gewässer im mesotrophen Zustand, Wasserblüten oder Verkrautungen werden nicht mehr beobachtet.

Der Heider Bergsee wird unter Verwendung der oben genannten Beurteilungskriterien als mesotroph klassifiziert. Unter Berücksichtigung der starken Entwicklung submerser Makrophyten, durch die regelmäßig Flachwasserzonen verkrauten, dürfte er zutreffender als eutroph bezeichnet werden.

Auch im Otto-Maigler See dominieren meist Makrophyten. Kurz nach der Entstehung des Gewässers besiedelten Armleuchteralgen fast flächendeckend den Gewässergrund. In den Folgejahren konnte sich Phytoplankton stärker entwickeln. Durch die abnehmende Wassertransparenz gingen die Bestände submerser Makrophyten vorübergehend zurück. In den letzten Jahren konnte mehrfach ein Wechsel zwischen Plankton- und Makrophyten-dominanz beobachtet werden, derzeit herrschen wieder Characeen vor. Der See ist als mesotroph einzustufen.

Der Liblarer See zeichnet sich durch ein nur schwaches Nährstoffangebot und eine entsprechend niedrige Trophie aus. Der Trophiegrad schwankt in den einzelnen Jahren zwischen oligo- und mesotroph.

Schluchtsee und Villenhofer Maarsee lassen keine vergleichende Trophiebetrachtung zu, da in früheren Jahren die zur Trophiebeurteilung erforderlichen Kenngrößen nicht bestimmt worden sind. Nach heutiger Einschätzung sind diese anfangs vermutlich mesotrophen Tagebauseen inzwischen in den eutrophen Zustand übergegangen, wobei im Villenhofer Maarsee Makrophyten dominieren.

Der ehemals eutrophe Zieselsmaarsee lässt aufgrund seiner Versauerung keine Einordnung in das Trophiesystem zu.

Insgesamt betrachtet weisen die hier beschriebenen Tagebauseen relativ stabile trophische Verhältnisse auf.

Flora und Fauna

Makrophyten

Nach Herrichtung der Seebecken waren die Seeufer zunächst vegetationsfrei. Je nach Neigung, Substratbeschaffenheit und Exposition der Litoralzone haben sich im Laufe der Jahre Verlandungsgürtel in unterschiedlicher Ausprägung entwickelt. Bei der Mehrzahl der Tagebauseen fallen die Ufer relativ steil ab, so dass sich nur ein schmaler Röhrichtgürtel ausbilden konnte. Hier treten Ufergehölze

häufig bis unmittelbar an das Wasser (Abb. 4). In einigen Flachseen jedoch, insbesondere im Fasannenweiher, ist die Verlandung bereits so weit fortgeschritten, dass Schilf fast den gesamten Gewässergrund einnimmt.



Abb. 4: Bei steiler Uferneigung entwickelt sich nur ein lückenhafter schmaler Röhrichtsaum, hier tritt das Ufergehölz häufig bis unmittelbar an das Wasser

Die submerse Vegetation des Otto-Maigler-Sees wurde in den ersten Jahren nach Entstehung des Gewässers von Massenvorkommen von Armleuchteralgen (*Chara vulgaris*, *C. contraria*) geprägt. Nachdem diese Bestände durch vorübergehende Wassertrübung zurückgedrängt worden sind, breitet sich derzeit eine andere Characeen-Art, *Nitellopsis obtusa*, im See aus. Die sich besonders am Westteil entwickelte Ufervegetation wurde inzwischen teilweise durch vom Menschen eingebrachte, standortfremde Arten (z. B. Zungenhahnenfuss *Ranunculus lingua*, Tannenwedel *Hippuris vulgaris*) verfälscht.

Im Heider Bergsee dominiert ein aus Nordamerika stammender Neophyt: das Verschiedenblättrige Tausendblatt (*Myriophyllum heterophyllum*). Es bildet weitgehend Reinbestände im Tauchblatt-Pflanzengürtel und bietet Fischen und vielen Kleinlebewesen Lebensraum. Diese Pflanze wurde im Heider Bergsee erstmals Ende der 70er Jahre festgestellt, inzwischen gelangen auch Nachweise aus benachbarten Tagebauseen.

Die Makrophytenvegetation des Schluchtsees und des Villenhofer Maaresees ist 1963/64 untersucht worden (FRIEDRICH 1975 b, HERBST 1966). Eine erneute orientierende Bestandsaufnahme erfolgte Ende der 80er Jahre (LUA 1993).

Viele der Makrophytenarten wurden in beiden Jahren nachgewiesen. Im Villenhofer Maarsee bedeckte die Armleuchteralge *Chara contraria* 1974 noch große Bereiche des Seengrundes. In den folgenden Jahren wurde der Bestand durch submerse Laichkräuter (*Potamogeton crispus* und *P. pectinatus*), *Myriophyllum spicatum* sowie den bundesweit gefährdeten Wasserschlauch (*Utricularia sp.*) ersetzt. Bis 1988 hat sich ein Schwimmblattpflanzengürtel mit Seerosen entwickelt, der 1963 nur in Ansätzen vorhanden war. Einige Arten wie *Carex rostrata*, *Isolepis setacea* und *Triglochin palustre*, die heute alle auf der Roten Liste der gefährdeten Pflanzenarten stehen, sind inzwischen aus dem Gebiet verschwunden. Dies trifft auch für den Breitblättrigen Rohrkolben (*Typha latifolia*) am Schluchtsee zu, der in früheren Jahren im Röhrichtgürtel vorherrschte. Neu hinzugekommen sind Neophyten wie *Elodea canadensis*, *Myriophyllum heterophyllum* sowie verschiedene Röhricht- und Schwimmblattpflanzen.

Plankton

Die Planktonzönosen sind 1963/64 und 1988/89 am Schluchtsee, Villenhofer Maarsee und Bleibtreusee untersucht worden (HERBST 1966, KAUMANN 1990, TRAHMS 1972, LUA 1993). Allen Gewässern gemeinsam sind damals wie heute geringe bis mittlere Individuendichten des Phytoplanktons.

Im Schluchtsee haben sich in Bezug auf das Gruppenspektrum von 1963/64 bis 1988/89 keine wesentlichen Änderungen ergeben. Lediglich die Cryptophyceen, die damals nur in geringer Individuenzahl vorkamen, treten heute in höheren Beständen auf. Auch im Villenhofer Maarsee sind keine auffälligen Veränderungen eingetreten. Es dominieren Vertreter der Goldalgen. Insgesamt vergrößerte sich die Artenzahl von 73 (HERBST 1966) auf mehr als hundert. Im ehemals stark eutrophierten Bleibtreusee kam es mehrfach zu Massentwicklungen der „Blualgen“ *Oscillatoria rubescens*, *Anabaena* und *Aphanizomenon*. Nach Neufüllung des Sees (s. u.) nahm die Planktondichte stark ab. *Oscillatoria* kommt heute nur noch vereinzelt vor, Goldalgen und Cryptophyceen sind in mittlerer Häufigkeit zu finden.

Das Rotatorienplankton wird damals wie heute von Ubiquisten (z. B. *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*,

Polyartha vulgaris u. a.) geprägt. Im Schluchtsee und Villenhofer Maarsee sind kleinere Arten aus der Gruppe der Blattfußkrebse (Cladoceren) in geringer Zahl vertreten (*Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella* u. a.). Die Ruderfußkrebse (Copepoden) zeigen insgesamt nur niedrige Bestandsdichten, wobei die Nauplien und Copepodit-Stadien vorherrschen. Im Bleibtreusee, der über ein großes Wasservolumen verfügt, kommen auch große Cladoceren (*Daphnia longispina*) zur Dominanz. Nauplien und Copepoditen sowie einige adulte Copepoden erreichen hier zeitweise hohe Individuendichten.

Im versauerten Zieselsmaarsee treten im Pelagial nur ein bis zwei Algentaxa und eine Zooplanktonart in sehr geringer Zahl auf.

Vögel

Die Seen-Platte der Ville hat für den Vogelschutz regionale Bedeutung. Aufgrund des Fischbestandes und des Auftretens beachtlicher Bestände von Tauchblattpflanzen und der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) bieten die großen Seen durchziehenden und überwinternden Wasservögeln wie Tauchern, Kormoranen, Entenvögeln (vor allem Stock-, Reiher-, Tafel- und Schellenten) sowie Blessrallen reiche Nahrung. Die kleineren Gewässer werden wegen ihres hohen Baumbestandes meist gemieden. Verbreitete Brutvögel sind Stockente, Blessralle und Höckerschwan. Auf einer Insel im Franziskussee besteht seit Jahrzehnten eine Kolonie der Sturmmöwe. Auf dem Bleibtreusee, in Nähe der Kölner Mülldeponie, halten sich häufig Tausende von Lach- und Silbermöwen auf. In den schmalen Schilfstreifen der Uferzone einiger Seen brütet der Teichrohrsänger.

Aufgrund des hohen Erholungsdruckes werden viele Vogelarten durch Bootsverkehr, wildes Baden und Betreten sensibler Uferzonen gestört.

Nutzungen

Das Wald-Seen-Gebiet der Ville wird als Erholungs- und Freizeitschwerpunkt stark beansprucht. In den Jahren der Entstehung der ersten Seen existierte kein Plan über die Nutzungen der einzelnen Gewässer („ungeordnete Nutzungen“), Nutzungskonflikte (z. B. zwischen Anglern, Wassersportlern und dem

Naturschutz), Schäden (an der Vegetation durch Tritt, wilde Abfallentsorgung), Störungen (z. B. des Brutgeschäftes empfindlicher Wasservogelarten) waren die Folgen.

1965 wurde der Verein „Erholungspark Kottenforst-Ville e.V.“ gegründet, ab 1978 – nach Umorganisationen – „Zweckverband Naturpark Kottenforst-Ville“. Dadurch entstand eine geordnete Nutzungsstruktur in einer überregional bedeutsamen Erholungsland-

schaft. Die größeren Seen (Liblarer, Heider Berg-, Bleibtreu-, Otto-Maigler-, Zieselsmaarsee) wurden als Landschafts- und Freizeitseen entwickelt (Tab. 3). Einige der kleineren Seen oder Seebereiche stehen unter Naturschutz, um die Pflanzen- und Tierwelt vor Störungen zu schützen.

Der Wassersport wurde auf bestimmte Seen bzw. Seeteile beschränkt und es wurden nur bestimmte Sportvereine zugelassen. Da diese größeren Seen

Tab. 3: Nutzungen an den Ville-Seen

Gewässer/Nutzung	Biotop- und Artenschutz	Stille Erholung	Fischerei	Baden	Wassersport	Camping
Albertsee	–	+	+	–	–	–
Berggeistweiher	–	+	+	–	–	–
Bleibtreuensee	–	+	+	+	+	–
Concordiassee	–	+	+	–	–	–
Donatussee	–	+	+	–	–	–
Ententeich	–	–	+	–	–	–
Entenweiher	+	–	–	–	–	–
Fasanenweiher	–	–	–	–	–	–
Forellenteich	–	+	+	–	–	–
Forsthausweiher	–	+	+	–	–	–
Franziskussee	+	+	–	–	–	–
Gallbergweiher	–	+	+	–	–	–
Gotteshülfeteich	–	+	+	–	–	–
Gruhlwerksee	–	+	+	–	–	–
Heider Bergsee	–	+	+	+	+	+
Karauschenweiher	–	+	+	–	–	–
Karpfenteich	–	+	+	–	–	–
Knapsacker See	–	+	+	–	–	–
Köttinger See	–	+	+	–	–	–
Liblarer See	–	+	+	+	+	+
Lucretiassee	–	+	+	–	–	–
Margarethenweiher	–	+	+	–	–	–
Mittelsee	–	+	+	–	–	–
Nordfeldweiher	–	–	–	–	–	–
Obersee	–	+	+	–	–	–
Otto-Maigler-See	–	+	+	+	+	–
Phantasialandsee	–	–	–	–	–	–
Pingsdorfer See	–	+	+	–	–	–
Roddersee	–	+	+	–	–	–
Schluchtsee	+	+	–	–	–	–
Silbersee	–	+	+	–	–	–
Stiefelweiher	–	+	+	–	–	–
Theresiassee	+	+	–	–	–	–
Tongraben	–	–	–	–	–	–
Untersee	–	+	+	–	–	–
Villenhofer Maarsee	–	+	+	–	–	–
Werkstattweiher	–	+	+	–	–	–
Zieselsmaarsee	–	–	–	+	–	–
Zwillingssee	+	(+)	(+)	–	–	–

als Wasservogelrastplätze bedeutsam sind, ist anzustreben, zu diesen Zeiten den Wassersport einzuschränken. Die meisten Ville-Seen werden fischereilich genutzt; dies ist durch Pachtverträge mit verschiedenen Vereinen geregelt. Badenutzung ist auf die Seen beschränkt, wo die erforderliche Infrastruktur geschaffen worden ist (Parkplätze, Toiletten, Badestrand etc.). Wildes Baden gibt es jedoch nach wie vor. Die Campingplätze (meist Dauercamper) am Heider Bergsee und am Liblarer See werden in Verbindung mit den Freibädern betrieben (Abb. 5).



Abb. 5: Das Freibad am Heider Bergsee wird in Verbindung mit einem Campingplatz betrieben.

Therapiemaßnahmen

Um die bestehenden Freizeitnutzungen an den größeren intensiv genutzten Tagebauseen zu erhalten, sind einige Therapiemaßnahmen erforderlich geworden. Vor allem die Verkräutung von Flachwasserzonen beeinträchtigt verschiedene Freizeitnutzungen. So werden stark betroffene Bereiche des Heider Berg- und Otto-Maigler Sees regelmäßig maschinell entkrautet (Abb. 6), das Mähgut aus dem Gewässer entfernt und im umliegenden Forst kompostiert. Eine "radikale" Pflanzenentnahme verbietet sich aus Gründen des Biotop- und Artenschutzes und würde außerdem die ebenfalls unerwünschte Massenentwicklung von Phytoplankton fördern.

Wie bereits ausgeführt, ist der Zieselsmaarsee bergbaubedingt versauert. Um dieses Gewässer als Badesee zu erhalten, darf nach behördlicher Auflage der pH-Wert den Wert von 3 nicht unterschreiten. Während der Badesaison erreicht man dies durch mehrfaches Einbringen von Kalkmilch.



Abb. 6: Wasserpflanzen aus bestimmten verkräuterten Seebereichen werden, soweit sie die Erholungsnutzung beeinträchtigen, mittels einer „Seekuh“ entfernt.

Eine umfangreiche Therapie wurde Ende der 70er Jahre am Bleibtreusee durchgeführt. Nach Speisung des schon 1953 entstandenen Sees mit sehr nährstoffreichem Wasser aus einem Klärteich Mitte der 70er Jahre traten in den Folgejahren Massentwicklungen von fädigen „Blaualgen“ (Cyanobakterien) auf, die den Badebetrieb stark behinderten. 1979/80 wurde der See bis auf ein geringes Restvolumen leergepumpt, das verbliebene Wasser zur Fällung der Nährstoffe mit Aluminiumverbindungen behandelt, das Seebecken komplett mit nährstoffärmeren Grundwässern neu befüllt und außerdem nährstoffreiche Zuflüsse aus dem kleinen Einzugsgebiet abgeleitet. Seitdem befindet sich der damals stark eutrophierte See im mesotrophen Zustand.

Ausblick

Durch die zunehmende Freizeit der Bevölkerung wächst der Erholungsdruck auf die Seenlandschaften heute noch. Konflikte, insbesondere zwischen Freizeitnutzungen und Naturschutz sind vorprogrammiert. Wildes Lagern mit dem Zurücklassen des Abfalls ist in den Sommermonaten häufig zu beobachten, ebenso wie die Beschädigung der Uferzonen. Letzteres wurde durch gezielte Wegelenkung zu den Gewässern reduziert, doch werden zu „Stoßbesuchszeiten“ häufig Ge- und Verbote missachtet, und Trampelpfade mit Vegetationsschädigungen sind die Folge. Ein weiteres Problem ist das Füttern „zahmer“ Wasservögel mit alten Brotwaren. Diese „Nährstoffe“ düngen die Gewässer zusätzlich und fördern zehrende Prozesse. Dort ist ständige Aufklärungsarbeit zu leisten.

Das Ville-Seen-Gebiet verträgt keine weitere Zunahme der wassergebundenen Freizeitnutzungen, um auch in Zukunft die an den meisten Erholungsseen bestehende zufriedenstellende Wasserqualität zu erhalten und Bereiche für die stille Erholung sowie Refugien für Pflanzen und Tiere zu sichern.

Literatur

- CHRISTMANN, K.-H. (1995): Die Seen im rekultivierten Tagebau „Ville“ (Nordrhein-Westfalen) - ein limnologischer Überblick. - Limnologie aktuell, Bd. 7, S. 67 - 76.
- CHRISTMANN, K.-H. (1998): Die Tagebauseen im Rekultivierungsgebiet „Ville“ bei Köln, In: Pflug, W. (Hrsg.): Braunkohle-tagebau und Rekultivierung, S. 358 - 368.
- FRIEDRICH, G. (1975 a): Entwicklung der Makrophytenvegetation in einem neu entstandenen Gewässer. - Bericht der Intern. Symposien d. Intern. Ver. f. Vegetationskunde, Sukzessionsforschung, S. 227 - 236.
- FRIEDRICH, G. (1975 b): Studien zur Entwicklung der spontanen Vegetation anthropogener Gewässer im Rekultivierungsgebiet des rheinischen Braunkohletagebaues. - Bot. Jahrb. Syst. 96, 71-83.
- HERBST, H.V. (1966): Limnologische Untersuchungen von Tagebaugewässern in den Rekultivierungsgebieten der Braunkohle-Industrie im Kölner Raum. - Min. f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten NRW, 120 S.
- KAUMANN, J. (1990): Untersuchungen zur Zusammensetzung, Biomasse und Aktivität des Phytoplanktons anthropogener Flachgewässer im rheinischen Braunkohlegebiet. - Diplomarbeit Univ. Düsseldorf.
- LUA - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1993): Gutachten über die Gewässerbeschaffenheit von 39 Tagebauseen im Rheinischen Braunkohlen-Rekultivierungsgebiet „Ville“, 6 Bände.
- TRAHMS, K.-J. (1972): Die Entwicklung von Plankton-Biocönos in Restgewässern des rheinischen Braunkohlengebietes. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 57 (5), S. 695-758.

4.2 Baggerseen und ihre Folgenutzungen

Dr. Gabriele Eckartz-Nolden (StUA Köln)

Einleitung

Auf der Grundlage des Gewässergüteüberwachungssystems NRW (GÜS) unterliegen stehende Gewässer der landesweiten Überwachung. Im Dienstbezirk des StUA Köln befinden sich etwa 200 größere stehende Gewässer, die sich ihrer Entstehung nach verschiedenen Typen zuordnen lassen. Der überwiegende Teil der stehenden Gewässer ist anthropogener Herkunft (Tab. 1).

Die Baggerseen, durch Gewinnung von Kies und Sand, Ton und Stein, sowie von Braunkohle ent-

standen, nehmen unter den stehenden Gewässern eine Sonderstellung ein. Sie sind per definitionem ein durch Menschenhand geschaffener Gewässertyp, der sich durch seine Anbindung an das Grundwasser in besonderem Maße in Wechselwirkung mit diesem befindet.

Die Baggerseen unterliegen verschiedensten Nutzungen. Abbildung 1 zeigt mögliche Nutzungen im Umfeld und im Gewässer selbst.

Tab. 1: Stehende Gewässer im Dienstbezirk des StUA Köln

natürliche stehende Gewässer (Altwässer)	4
Talsperren, Flusstau	23
Hochwasserrückhaltebecken	1
Seen des Braunkohletagebaus	36
Baggerseen (geschätzt)	120 – 140
Steinbruchgewässer	7

Untersuchungen

Seit 1994 sind 45 stehende Gewässer regelmäßig nach den Vorgaben der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) und des Arbeitskreises Baggerseen der DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) limnologisch untersucht worden. Das Untersuchungsprogramm umfasst neben der Aufnahme von Tiefenprofilen (Sauerstoff, Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit), der Messung der Sichttiefe und der Bestimmung des Chlorophyll a-Gehaltes die Probenahme für die Bestimmung der Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) und anderen chemischen Parametern aus definierten Tiefenstufen sowie die

4 Stehende Gewässer

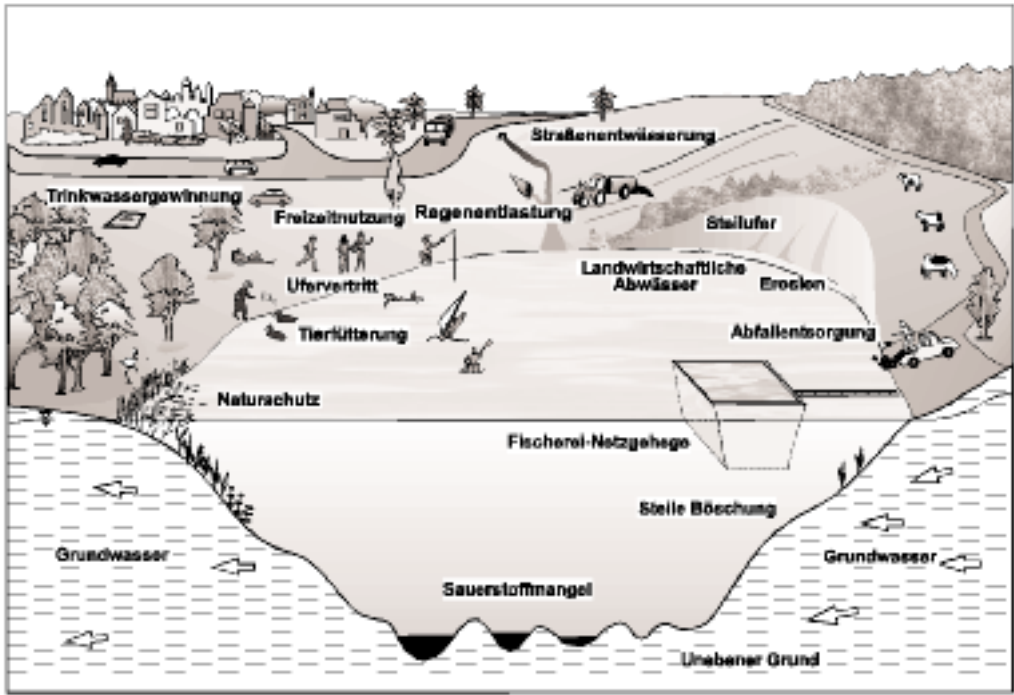


Abb. 1: Nutzungen eines Baggersees (aus: DGL-AK Baggerseen)

Entnahme von Phyto- und Zooplanktonproben. Die Proben werden in der Regel an der tiefsten Stelle des Gewässers von einem Boot aus entnommen. Die Messung der Tiefenprofile erfolgt in 1 m-Schrit-

ten. Es werden eine Messserie zur Zeit der Frühjahrszirkulation und mindestens drei während der Sommerstagnationsphase durchgeführt. Einmal jährlich wird eine Sedimentprobenahme angesetzt.

Tab. 2: *Untersuchte Abgrabungsgewässer im Dienstbezirk des StUA Köln: Lage der Gewässer*
(Kreis, Stadt), Trophie (o = oligotroph, m = mesotroph, eu = eutroph, p = polytroph) und Nutzungen

Seen	Kreis	Trophie	Nutzung
Dornhecken See	Bonn	o (-m)	Naturschutz, Angeln
Heiderhof	Bonn	eu	Angeln, Naturschutz
Tongrube Röttgen	Bonn	eu	Erholung, Angeln, wildes Baden
Berggeistweiher	Erftkreis	o	Angeln, Erholung, wildes Baden
Bleibtreusee	Erftkreis	m	Baden, Surfen, Segeln, Angeln, Erholung
Heider Bergsee	Erftkreis	m	Camping, Baden, Segeln, Bootfahren, Erholung, Angeln
Liblarer See	Erftkreis	o-m	Camping, Baden, Segeln, Bootfahren, Erholung, Angeln
Otto-Maigler-See	Erftkreis	m	Baden, Bootfahren, Angeln, Erholung
Entenfang bei Wesseling	Erftkreis	eu-p	Naturschutz
Auweiler See	Köln	m	Abgrabung
Escher See Nord	Köln	o-m	Angeln, Baden
Escher See Süd	Köln	o	Angeln
Badesee Vingst	Köln	eu	Angeln, Baden
Höhenfelder See	Köln	o	Erholung, Angeln
Immendorf Ost	Köln	m	Angeln, Abgrabung
Immendorf West	Köln	m	Angeln, Abgrabung
Pescher See	Köln	m	Abgrabung
Pulheimer See	Köln	m-eu	Angeln, Surfen, Abgrabung
Spicher See Nord	Köln	o-m	Angeln, Abgrabung
Hitdorf-Nord	Leverkusen	o-m	Baden, Angeln
Hitdorf "Kalsiton"	Leverkusen	m	Angeln, Abgrabung
Großer Silbersee	Leverkusen	m	Angeln, Baden
Kleiner Silbersee	Leverkusen	m	Private Nutzungen
See Haus Laach	Leverkusen	o-m	Angeln, Surfen
Altenhof	Leverkusen	m	Abgrabung
Spicher See West	Rhein-Sieg-Kreis	m	Angeln
Spicher See Süd	Rhein-Sieg-Kreis	m-eu	Angeln
Allner See	Rhein-Sieg-Kreis	m-eu	Baden, Erholung, Angeln
Dondorfer See	Rhein-Sieg-Kreis	m-eu	Naturschutz, Angeln, Erholung, eingeschränkte Jagd
Baggersee Horn	Rhein-Sieg-Kreis	o	Abgrabung
Dächelsberg See	Rhein-Sieg-Kreis	m-eu	Naturschutz
Dachsbergsee	Rhein-Sieg-Kreis	m	Tontaubenschießstand, Angeln, wildes Baden
Eschmarer See	Rhein-Sieg-Kreis	o	Abgrabung
Himberger See	Rhein-Sieg-Kreis	m	Angeln
Mondorfer See	Rhein-Sieg-Kreis	o	Abgrabung
Quarzwirke Witterschlick	Rhein-Sieg-Kreis	o	Abgrabung
Rotter See	Rhein-Sieg-Kreis	m	Angeln, Baden
Sieglarer See	Rhein-Sieg-Kreis	eu	Naturschutz
Stockemer See	Rhein-Sieg-Kreis	o	Angeln, Naturschutz
Weilerhofer See	Rhein-Sieg-Kreis	m / o	Naturschutz
Bensberger See	Oberbergischer Kreis	eu-p	Angeln, Erholung

Stehende Gewässer werden nach ihrer trophischen Situation beurteilt (vgl. Kap. 2.2). Der Trophiegrad ändert sich in der Regel nicht kurzfristig, so dass eine Untersuchungsreihe alle 5 Jahre eingeplant wird. Bei Nutzungsänderungen oder sonstigen Belastungen werden auch 2 oder mehrere Untersuchungsjahre hintereinander einkalkuliert. Tabelle 2 gibt einen Überblick über die untersuchten Gewässer, ihren trophischen Zustand und die dortigen Nutzungen. Die im folgenden Text vorgestellten Gewässer sind durch Fettdruck hervorgehoben.

Ergebnisse

Vier Gewässer mit unterschiedlichem Trophiezustand und verschiedenen Nutzungen werden im folgenden Text vorgestellt: Der Weilerhofer See, der seit Abgrabungsende dem Naturschutz ohne fischereiliche Nutzung unterliegt, der Dondorfer See, der anfangs als Freizeitsee genutzt wurde und in den 90er Jahren dem Naturschutz mit fischereilicher Nutzung (Angeln), stiller Erholung und eingeschränkter Jagd unterliegt, der Badesee Vingst, ein kleines Gewässer mit Bade- und Angelnutzung und die Escher Seen, die dicht beieinanderliegend, verschiedene Nutzungen haben.

Der Weilerhofer See ist 1994, 1998 und 1999, der Badesee Vingst 1995, 1996 und 1999, der Dondorfer See 1994 und 1999 und die Escher Seen sind 1994 untersucht worden.

Weilerhofer See

Der Weilerhofer See befand sich 1994 am Ende der Abgrabungsphase, d. h. es wurden noch Restbestände oberhalb des Grundwasserspiegels abgebaut und vor Ort aufbereitet; anfallendes Wasser aus der Kieswäsche wurde in den See zurückgeleitet. Seit abgeschlossener Abgrabung Mitte der 90er Jahre unterliegt der Weilerhofer See der Nutzung Naturschutz ohne fischereiliche Nutzung. Das Gelände ist eingezäunt, um Unbefugte am Betreten zu hindern. Im Zaunbereich befinden sich zwei Kanzeln zur Vogelbeobachtung.

Der Weilerhofer See, Größe 10,9 ha, maximale Tiefe 25 m, ist während der Stagnationszeiten thermisch stabil geschichtet und wird zu Zirkulationszeiten vollständig durchmischt (holomiktisch - dimiktisch) (Tab. 3). Sauerstoff ist selbst zu Stagnationszeiten im Hypolimnion nachzuweisen. 1999 waren

Tab. 3: Morphometrische Kenndaten des Weilerhofer Sees

Lage	TK 25 5108 -R: 257417 - H: 563415
Seefläche	10,9 ha
Maximale Tiefe	25 m
Durchmischungsverhalten	holomiktisch – dimiktisch
Trophie	1994: mesotroph, 1999: oligotroph

im Sommer metalimnische Sauerstoffmaxima charakteristisch, während 1994 metalimnische Sauerstoffminima kennzeichnend waren (Abb. 2).

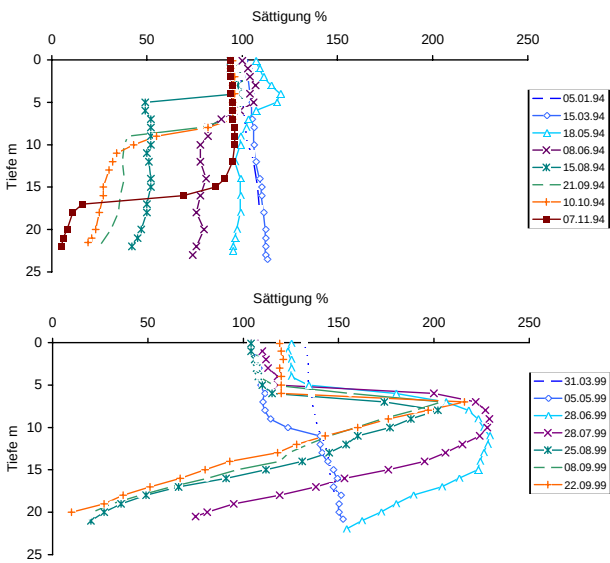


Abb. 2: Weilerhofer See: Profile der Sauerstoffsättigung 1994 und 1999

Das Klassifizierungssystem nach OECD (1982) charakterisiert den Weilerhofer See für 1994 als mesotrophes und für 1999 als oligotrophes Gewässer.

- Die Sichttiefewerte für 1994 lagen zwischen 60 cm und 3 m und sind, da das Gewässer sich noch in Abgrabung befand, aufgrund der dadurch hervorgerufenen Trübung nicht zur trophischen Einstufung geeignet. 1999 lagen die Sichttiefen deutlich höher, zwischen 4,50 m und 11,20 m, der Durchschnittswert betrug 7,85 m.
- Die Chlorophyll a-Werte lagen niedriger als 1994 und charakterisieren den Weilerhofer See als oligotrophes Gewässer (1994: Chlorophyll a - Sommermittelwert: 5,3 µg/l; 1999: Chlorophyll a - Sommermittelwert: 1,1 µg/l) (Abb. 3)

- wie auch schon die Phosphorkonzentrationen (1994: Gesamt-P zur Frühjahrszirkulation: 7 µg/l, epilimnisches Sommermittel: 15 µg/l; 1999: Gesamt-P zur Frühjahrszirkulation: < 5 µg/l, epilimnisches Sommermittel < 5 µg/l).

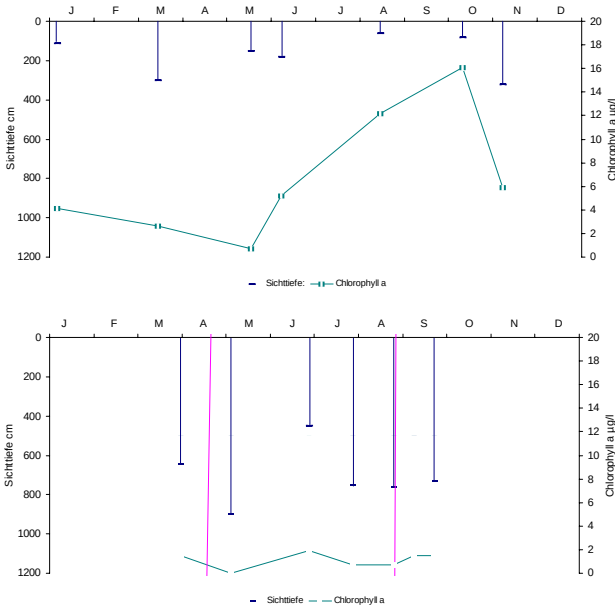


Abb. 3: Weilerhofer See: Sichttiefe und Chlorophyll a 1994 (oben) und 1999 (unten)

Das Erreichen des niedrigeren Trophiezustandes ist zum einen auf das Ende der Abgrabungstätigkeit und sich einstellende Gleichgewichtsprozesse zurückzuführen sowie zum anderen auf die Regulation des Fischbestandes über die Raubfische (Einsatz von Zandern) und auf den Faktor, dass keine fischereiliche Nutzung stattfindet. 1994 wies ein fischereibiologisches Gutachten einen hohen Weißfischbestand im Weilerhofer See nach, wobei die Plötzen sich hauptsächlich von großen Cladoceren (Daphnien) ernährt hatten. Planktonuntersuchungen haben gezeigt, dass 1999 die Cladoceren höhere Zahlen als 1994 erreichten und dass der Anteil der fressbaren Algenarten abnahm. Die 1997 eingesetzten Zander kontrollieren als Raubfische den Weißfischbestand, der in geringerer Anzahl nur einen verminderten Fraßdruck auf die Cladoceren ausüben kann, was wiederum einen geringeren fressbaren Phytoplankton-Anteil bewirkt („top-down-Kontrolle“).

Eine im September 1999 durchgeführte fischereibiologische Untersuchung, Elektrofischung und Stellnetzfang, wies einen Bestand an Barschen, Plötzen und Karpfen nach. Zander wurden keine gefangen.

1999 wurden im Sommer unterseeische Rasen der Armleuchteralge *Chara* festgestellt.

Der Weilerhofer See mit der Nutzung Naturschutz ohne fischereiliche Nutzung dient dem StUA Köln als Vergleichsgewässer für die Gewässer mit fischereilicher Nutzung und mit Mehrfachnutzungen.

Dondorfer See

Der Dondorfer See ist im Rahmen des Kiesabbaus in den Jahren 1975 – 1990 entstanden. Ende der 70er bis Ende der 80er Jahre wurde der See als Freizeitgewässer genutzt: Surfen, Segeln, Baden trotz Badeverbotes, Erholung, Angeln. In den 90er Jahren wurde der See als Naturschutz-/Landschaftssee mit Angelnutzung, stiller Erholung und eingeschränkter Jagd entwickelt.

Der Dondorfer See liegt im Auenbereich der Sieg, bei Hochwasserereignissen besteht über einen Kanal Kontakt zur Sieg sowie zu einem Sieg-Altwasser. Dadurch gelangt nährstoffreiches Wasser in den See.

Aufgrund seiner geografischen Lage und den morphologischen Gegebenheiten ist der Dondorfer See ein nährstoffreicheres Gewässer als der Weilerhofer See.

Tab. 4: Morphometrische Kenndaten des Dondorfer Sees

Lage	TK 25 5209 - R: 259350 - H: 562694
Seefläche	13,5 ha
Maximale Tiefe	8 m
Durchmischungsverhalten	holomiktisch - dimiktisch
Trophie	1994: mesotroph 1999: mesotroph

Das ca. 7 - 8 m tiefe (abhängig vom Grundwasserstand), 13,5 ha große Gewässer (Tab. 4) ist im Sommer geschichtet, wie die Untersuchungsergebnisse aus 1994 und die in 1999 ermittelten Daten gezeigt haben. Ein Hypolimnion wird jedoch nur zu Beginn der Schichtung ausgebildet, mit der weiteren Erwärmung sinkt die Sprungschicht bis kurz über den Gewässergrund ab. Für den Abbau der organischen Substanz steht somit kein Sauerstoffreservoir zur Verfügung; dadurch wird die bodennahe Wasserschicht schon im Mai sauerstofffrei (Abb. 4). Für

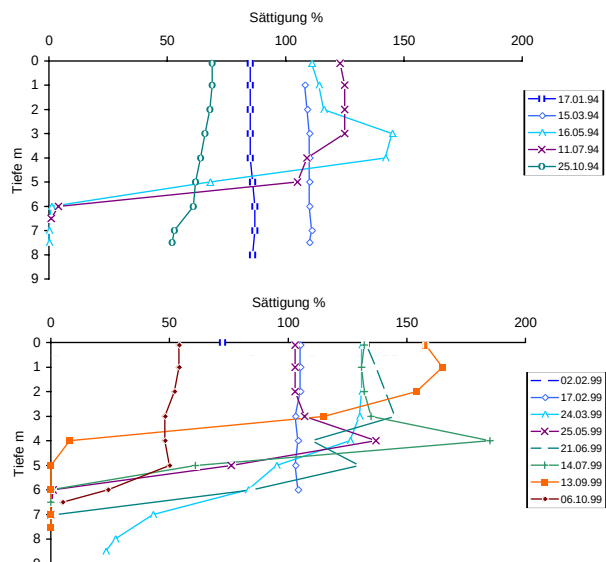


Abb. 4: Dondorfer See: Profile der Sauerstoffsättigung 1994 (oben) und 1999 (unten)

meso- bis eutrophe Gewässer mit der genannten Tiefe ist das ein typisches Charakteristikum.

Der Trophiezustand des Dondorfer Sees wird beschrieben durch

- den Gesamtposphat-P-Gehalt von 20 µg/l zur Frühjahrsvollzirkulation, das epilimnische Sommermittel von 11 µg/l Gesamtposphat-P,
- Sichttiefen zwischen 2,10 m und 3,60 m und
- epilimnische Chlorophyll a-Sommerwerte von 4 µg/l 1994 und 7 µg/l 1999 sowie Spitzenwerten von größer 11 µg/l Chlorophyll a zu Zirkulationszeiten (Abb. 5).

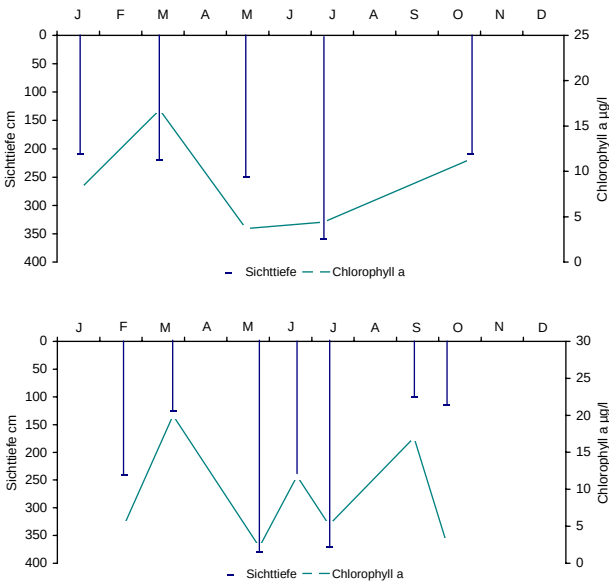


Abb. 5: Dondorfer See: Sichttiefe und Chlorophyll a 1994 (oben) und 1999 (unten)

Im Hypolimnion wurden im Juli in den Untersuchungsjahren Chlorophyll a - Spitzenwerte von 47 und 54 µg/l erreicht.

Der Dondorfer See wird seit 1984 von einem Angelverein bewirtschaftet; über „kontrollierte“, d. h. festgeschriebene Besatzmaßnahmen kamen Karpfen, Schleien, Hechte, Zander, Aale, Modersleschen und Regenbogenforellen in den See neben den nicht kontrollierbaren Zu- und Abwanderungen bei Hochwasserereignissen.

Die Struktur des 1994 untersuchten Zooplanktons (Fehlen von Großfiltrierern, Vorhandensein von kleineren Cladocerenarten wie *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella* und *Diaphanosoma brachyurum*; *Daphnia cucullata* nur mit geringeren Individuengrößen) weist auf einen deutlichen Fraßdruck durch die Fische hin (u. a. Jungfische, kleine Cypriniden). Im Januar und März 1994 waren die hohen Rotatoriidichten (insbesondere von *Keratella cochlearis*, *Polyarthra spec.*, *Asplanchna spec.* und *Kellicottia longispina*) auffallend. Die Verschiebung von größeren Zooplanktonarten zu kleineren bei starkem Fraßdruck durch zooplanktivore Fische wurde schon 1962 von HRBACEK beschrieben. Die Folge einer solchen Verschiebung im Nahrungsnetz ist eine Erhöhung der Phytoplanktonbiomasse, da die kleineren Zooplankter die Algenpopulationen weniger dezimieren können.

Im Februar 1999 wurde eine Blaufärbung des Dondorfer Sees – zum Teil unter Eisbedeckung – festgestellt. Als Ursache wurden wasserblütenbildende Cyanobakterien der Art *Aphanizomenon cf. flos-aquae* determiniert. Da einige Stämme dieser Art als Toxinproduzenten bekannt geworden sind, wurde das Gewässer 1999 erneut in den Untersuchungsplan des StUA Köln aufgenommen. Eine Untersuchung der Cyanobakterien durch das Labor des Umweltbundesamtes in Berlin ergab keinen Hinweise auf Microcystine oder Saxitoxine.

Escher Seen

Der Escher See Nord und der Escher See Süd liegen im Nordwesten von Köln zwischen den Stadtteilen Pesch, Auweiler und Esch. Die Seen sind durch Auskiesung entstanden (50er Jahre bis Mitte der 70er Jahre Escher See Nord und bis ca. 1988 Escher See Süd). Der nördliche See wird seit 1986 als Freibad genutzt. Im Norden reicht die

Tab. 5: Morphometrische Daten der Escher Seen

	Escher See Nord	Escher See Süd
Lage	TK 25 4907 - R: 256044 - H 565290	TK 25 4907 R: 256065 - H: 565246
Seefläche	16,2 ha	12,0 ha
Maximale Tiefe	16 m	18 m
Durchmischungsverhalten	holomiktisch - monomiktisch	holomiktisch - monomiktisch
Trophie	1994: oligo-mesotroph	1994: oligotroph

Bebauung bis fast an das Gewässer. Der Zutritt zum Gewässer ist der Öffentlichkeit möglich. Der südliche See ist eingezäunt und wird von einem Angelverein genutzt. Der Abgrabungsbereich wurde der Sukzession überlassen.

Der Escher See Nord ist 16,2 ha groß und maximal 16 m tief. Er wurde 1994 in monatlichen Abständen untersucht. Parallel dazu erfolgte die Untersuchung des Escher See Süd, der maximal 18 m tief und 12 ha groß ist. Beide Seen waren 1994 im Winter nicht zugefroren (monomiktisch) und wurden vollständig umgewälzt (holomiktisch) (Tab. 5).

Escher See Nord

Von Januar bis März 1994 zeigte sich eine gleichmäßige Temperatur- und Sauerstoffverteilung im gesamten Wasserkörper. Ab Mai erfolgte eine Schichtung des Wasserkörpers in wärmeres Oberflächenwasser und kühleres Tiefenwasser, wobei die Temperaturen des tieferen Wasserkörpers 8 °C nicht unterschritten (Abb. 6). Diese wärmeren Tiefenwassertemperaturen lassen sich u. a. mit zuströmendem Grundwasser und dessen Einschichtung erklären. Dafür sprechen weiterhin die niedrigeren Sauerstoffwerte in den Schichten über Grund (s. u.). Im Oktober 1994 war ab 13 m Tiefe

kein Sauerstoff mehr vorhanden. Die Vollzirkulation im Oktober führte zu Sauerstoffsättigungen von 91 % in der gesamten Wassersäule, im Dezember waren nahezu 100 % erreicht. Im Bereich des Metalimnions waren zu Stagnationszeiten Sauerstoffübersättigungen nachzuweisen (Abb. 7). Diese deuten auf eine höhere Primärproduktion hin. Durch Absterben der Algen aus diesem Bereich kommt es zu zehrenden Abbauprozessen, was zu Sauerstoffmangel in den tieferen Wasserschichten führen kann (s. o.). Hierdurch werden Rücklösungsvorgänge von Eisen, Mangan und Phosphor aus dem Sediment ausgelöst. Der Gesamtphosphat-P-Gehalt über Grund stieg von 10 µg/l auf 35 µg/l an (interne Düngung).

Die Parameter Sichttiefe, Chlorophyll a-Gehalt und Gesamt-P stufen den Escher See Nord als oligo- bis mesotrophes Gewässer ein

- durchschnittliche Sichttiefe: 4,3 m;
- Chlorophyll a-Mittelwert: 3,5 µg/l mit einem Maximalwert von 8,9 µg/l (Abb. 8);
- Gesamt-P zur Frühjahrszirkulation: 8,5 µg/l und epilimnischer Gesamt-P: 6,2 µg/l zu Stagnationszeiten.

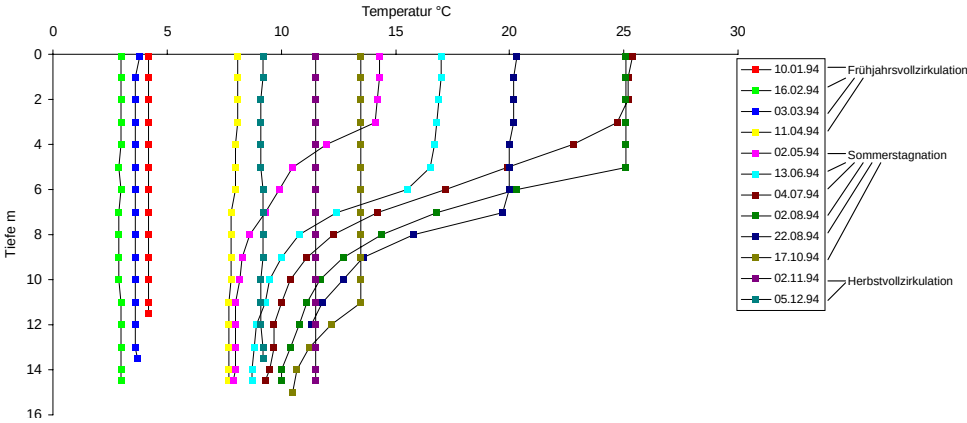


Abb. 6:
Temperaturprofile
im Escher See Nord
1994

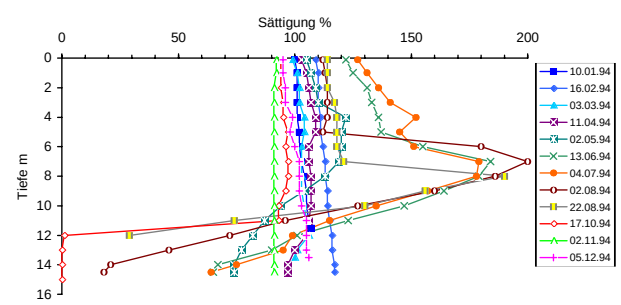


Abb. 7: Escher See Nord: Profile der Sauerstoffsättigung 1994

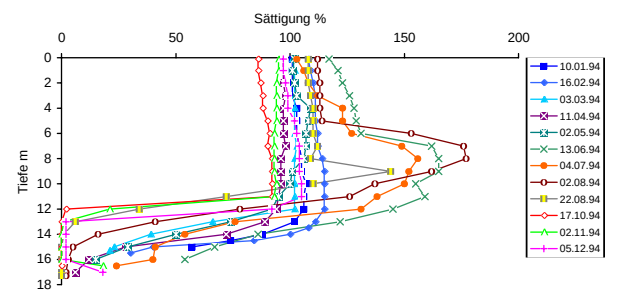


Abb. 10: Escher See Süd: Profile der Sauerstoffsättigung 1994

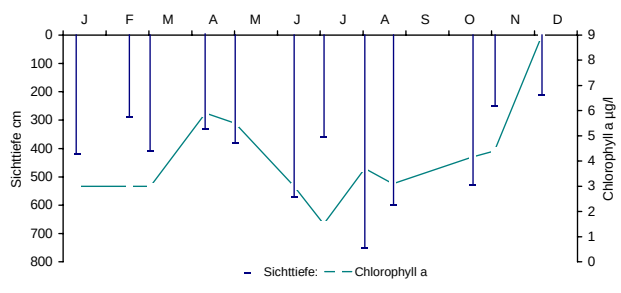


Abb. 8: Escher See Nord: Sichttiefe und Chlorophyll a 1994

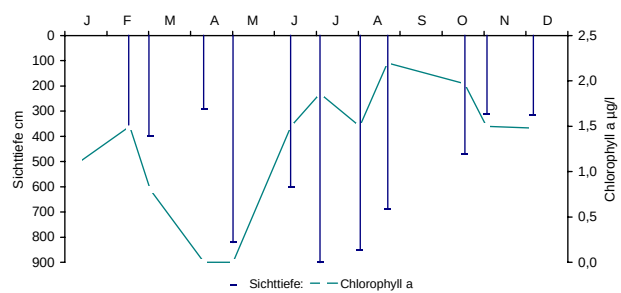


Abb. 11: Escher See Süd: Sichttiefe und Chlorophyll a 1994

Escher See Süd

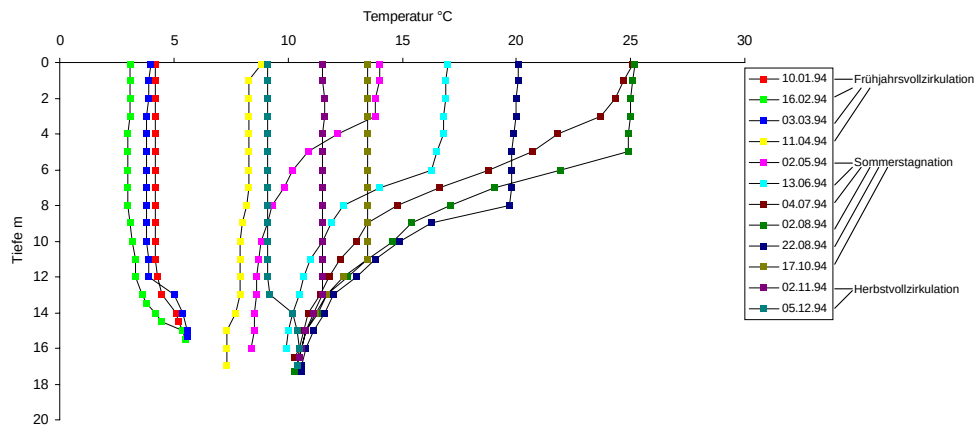
Von Januar bis März 1994 zeigten die Wasserschichten niedrige Temperaturen (Abb. 9), wobei eine inverse Schichtung auffällig war: Unterhalb von 12 m lagen die Wassertemperaturen um ein bis drei Grad über denen des übrigen Wasserkörpers. Eine Erklärung ist hier wie beim Escher See Nord im zuströmenden Grundwasser in diese Schichten zu suchen. Der Escher See Süd zeigt zu Stagnationszeiten metalimnische Sauerstoffmaxima. Unterhalb von 12 m nimmt der Sauerstoff ab Mai ab. Ab August 1994 hatten die unteren 3–4 m keinen Sauerstoff mehr (Abb. 10). Rücklösungsvorgänge von Eisen, Mangan und Phosphor waren die Folge.

In den sauerstoffärmeren und sauerstofffreien Zonen waren deutlich erhöhte Leitfähigkeiten nachzuweisen ($> 1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ im Vergleich zu $700\text{--}800 \mu\text{S}/\text{cm}$).

Die trophischen Parameter beschreiben den Escher See Süd für 1994 als oligotrophes Gewässer:

- Der höchste gemessene Chlorophyll a-Gehalt im Epilimnion betrug $2 \mu\text{g}/\text{l}$, im Durchschnitt lagen die Werte bei $1,2 \mu\text{g}/\text{l}$.
- Der Gesamtphosphat-P-Gehalt zur Frühjahrsvollzirkulation lag bei 6 bis $8 \mu\text{g}/\text{l}$, das epilimnische Sommermittel des Gesamt-P-Gehaltes lag bei $< 5 \mu\text{g}/\text{l}$.

Abb. 9: Temperaturprofile im Escher See Süd 1994



- Die durchschnittliche Sichttiefe betrug im Untersuchungszeitraum 5,5 m, maximale Werte wurden von Mai bis August mit bis zu 9 m festgestellt (Abb. 11).

Der See zeigte während der Probenahmen oft eine milchige Farbe (Trübstoffe ?), insofern ist der Parameter Sichttiefe zur Trophieeinstufung nur eingeschränkt zu verwenden.

Der Vergleich der beiden Escher Seen zeigt Unterschiede, obwohl beide Gewässer etwa die gleiche Größe aufweisen, im gleichen Grundwasserstrom liegen und den gleichen klimatischen Bedingungen ausgesetzt sind. Für den etwas höheren Nährstoffgehalt im Escher See Nord kann die Badenutzung mit eine Ursache sein. Besonders auffällig war dort im Untersuchungszeitraum die Anwesenheit von Möwen, die die Schwimmkörper der Badebereichsabgrenzung als Ruheplätze nutzten. Die Schwimmkörper waren zeitweise fast ganz mit Vogelkot überzogen. Durch den Vogelkot werden dem See weitere Nährstoffe zugeführt, nach verschiedenen Untersuchungen können durch Wasservögel etwa 0,09 bis 0,18 kg P/Wasservogel • Jahr eingetragen werden (DGL-AK Baggerseen 1995).

Eine Folgeuntersuchung der Escher Seen ist für das Jahr 2000 vorgesehen.

Badesee Vingst

Der Badesee Vingst befindet sich in Köln Vingst, unmittelbar nördlich der gleichnamigen Autobahnabfahrt (Tab. 6). Durch Kiesabbau entstanden wird der See seit 1961/62 als Badesee genutzt. Der See ist nicht frei zugänglich. Während das Nordwestufer als Liegewiese der Badeanstalt gestaltet und abgeflacht ist, steigt das Südufer verhältnismäßig steil an und ist von Bäumen bestanden. Der östliche Bereich des Sees wird durch einen Angelverein genutzt und ist vom Badebereich aus nicht zugänglich.

Der Badesee Vingst ist ab Mai geschichtet. Aufgrund des hohen Nährstoffgehaltes (Gesamtposphat-Phosphor-Werte) weist der See eine hohe Produktion auf (Chlorophyll a-Werte, Sichttiefen) mit Sauerstoffübersättigungen im Epilimnion und zehrenden Prozessen im Hypolimnion. Die sauerstofffreie Zone dehnt sich in den Untersuchungsjahren

Tab. 6: Morphometrische Kenndaten des Badesee Vingst

Lage:	TK 25 5008 - R: 257214 - H: 564393
Seefläche	2,0 ha
Maximale Tiefe	9,5 m
Durchmischungsverhalten	holomiktisch
Trophie	1995: eutroph 1999: eutroph

während der Stagnationszeiten vom Seegrund bis in 5 m Tiefe aus (Abb. 12) und Schwefelwasserstoff war nachzuweisen. Die anaeroben Bedingungen am Seegrund führen zu Rücklösungsvorgängen von Eisen, Mangan und Phosphor aus dem Sediment (interne Düngung). Erst mit Beginn der Herbstzirkulation 1995 gelangte wieder Sauerstoff in die tieferen Wasserschichten. Durch die Vermischung und die weiter ablaufenden Zehrungsvorgänge sank der Sauerstoffgehalt in der gesamten Wassersäule zu Beginn der Zirkulation ab (Sättigung 56 %). 1996 und 1999 zeigten die Profilmessungen die gleichen Tendenzen zur Entwicklung eines sauerstofffreien Wasserkörpers über dem Sediment (Abb. 12).

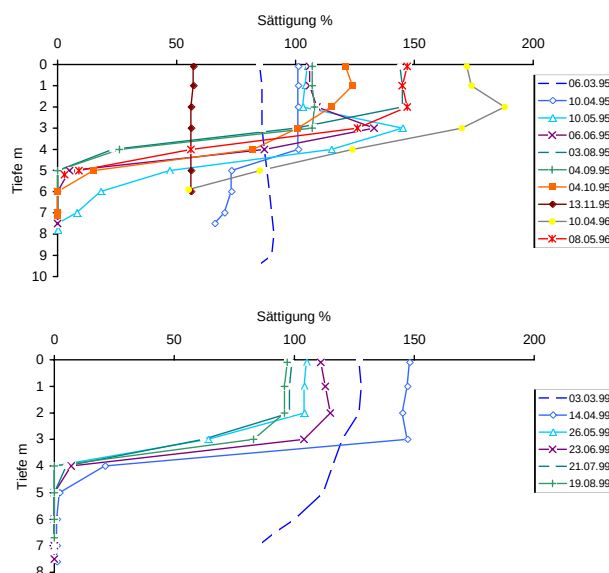


Abb. 12: Badesee Vingst: Profile der Sauerstoffsättigung 1995 und 1999

Der Badesee Vingst ist aufgrund der die Trophie beschreibenden Parameter als eutrophes Gewässer einzustufen:

- Mittlere Sichttiefe: 1,7 m (1995/96) und 1,67 m (1999);
- Chlorophyll a-Gehalt, Mittelwert: 10,7 µg/l und 26 µg/l; Chlorophyll a-Spitzenwert: 20 µg/l und 50,6 µg/l;
- Gesamt-P-Gehalt zur Frühjahrsvollzirkulation: 26 µg/l und 35 µg/l; Gesamt-P als epilimnisches Sommermittel: 26 µg/l und 23 µg/l.

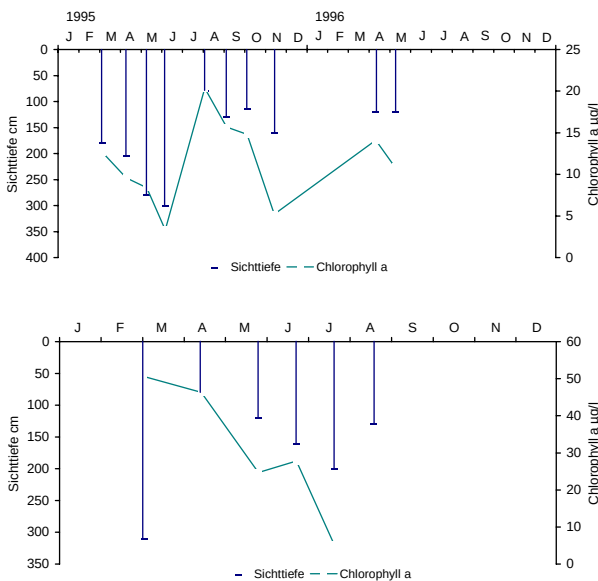


Abb. 13: Badesee Vingst: Sichttiefe und Chlorophyll a 1995 und 1999

Diskussion und Ausblick

Die vier vorgestellten Gewässer zeigen die Spannbreite der Trophiezustände bei Seen unterschiedlicher Lage, Größe und Nutzung.

Noch in Abgrabung befindliche Gewässer sind mit den die Trophie beschreibenden Kenngrößen nicht sicher einzustufen, z. B. wird die Sichttiefe durch die Trübstoffe (beispielsweise aus dem Greifer, Wasch- und Spülwasser) beeinflusst. Durch eine solche abbaubedingte Trübung werden die Lichtverhältnisse im Wasserkörper verändert und es kommt zu geringeren Algenentwicklungen ausgedrückt als Chlorophyll a-Gehalt, als sie z. B. aufgrund der Nährstoffkonzentrationen zu erwarten wären. Die Trübungspartikel – meist Tonpartikel – haben Nährstoffpartikel – z. B. ortho-Phosphat – adsorptiv gebunden; ähnliches wird für kleinere Algen ver-

mutet, womit sich die Nährstoff- und Chlorophyll a-Gehalte des Weilerhofer Sees erklären lassen.

Die Lage eines Gewässers und seine Nähe zu einem Flusssystem spielen eine Rolle bei dem sich einstellenden Trophiezustand. Das Beispiel des Dondorfer Sees – mit seiner „Anbindung“ an die Sieg bei Hochwasserereignissen – zeigt, dass in einem solchen Fall meso- bis eutrophe Zustände zu erwarten sind.

Mehrfachnutzungen an eutrophen Seen beeinflussen in der Regel die Trophie weniger als an oligotrophen Gewässern, diese sind gegenüber Nährstoffzuführungen wesentlich empfindlicher.

Die Escher Seen unterschieden sich 1994 nur geringfügig im Trophiezustand. Nährstoffeinträge durch Badende und durch Wassergeflügel werden als Ursache für den unterschiedlichen Trophiezustand vermutet.

Flächenmäßig kleine Gewässer mit Nutzungen mit Nährstoffeintrag (Bsp. Badesee Vingst) werden in der Regel einen noch höheren Trophiezustand erreichen. Badenutzung an einem (hoch-)eutrophen Gewässer ist als kritisch anzusehen, zumal einige Algenarten Reaktionen der Haut auslösen können.

Literatur

- DGL – AK Baggerseen (1995): Untersuchung, Überwachung und Bewertung von Baggerseen. Empfehlungen und Entscheidungshilfen der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e. v. für Planung, Naturschutz und Gewässergüte.
- HRBACEK (1962): Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock. Rozprawy Československé Akademie VED Rocnik 72 - Sesit 10 (Praha), 1-116.
- LAWA (1998): LAWA-Arbeitskreis „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“: Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Januar 1998.
- OECD (1982): Eutrophication of waters – monitoring, assessment and control. - OECD, Paris.

4.3 Ökologische Entwicklung von Kleingewässern der Westfälischen Tieflandsbucht

Dr. Karl-Heinz Christmann (LUA) & Dr. Andreas Pardey (LÖBF/LaFAO NRW)

Einleitung

Auf den zunehmenden Verlust kleinflächiger Stillgewässer, die – abgesehen von ihren früheren natürlichen Vorkommen v. a. in den Flussauen – noch zu Beginn des 20. Jh. in großer Zahl z. B. als Weidetümpel, Mergel- und Sandgruben oder Hof- und Dorfteiche die bäuerlichen Kulturlandschaften prägten, reagierte der amtliche wie ehrenamtliche Naturschutz spätestens seit Mitte der 70er Jahre mit umfangreichen Maßnahmen zur Renaturierung bestehender Kleingewässerbiotope oder zur Neuanlage. Diese Bemühungen wurden seitens des Landes Nordrhein-Westfalen u. a. durch das sogenannte „Kleingewässerprogramm NRW“ finanziell gefördert. Allein bis 1992 wurden damit über 2.400 Einzelmaßnahmen mit 7,1 Mio. DM unterstützt (MURL 1993). Im Auftrag der Bezirksregierung Münster erfolgte zwischen 1982 und 1984 eine erste vereinfachte Effizienzkontrolle dieses Programms anhand ca. 80 ausgewählter Gewässeranlagen (FELDMANN 1984 a, b). Die gleichen Gewässer wurden in den Jahren 1989 bis 1990 sowie 1994 standörtlich und floristisch-pflanzensoziologisch untersucht, um Aussagen zur Vegetationsentwicklung solcher Anlagen und zur Naturschutzeffizienz dieser Maßnahmen ableiten zu können (PARDEY 1992, 1993a, b, 1994, 1996). Eine erneute floristische Überprüfung wird in den Jahren 1999 und 2000 durchgeführt.

Ziele des Kleingewässer-Projektes

Seit 1995 werden von den zuvor angesprochenen Feuchtbiotopen 15 ausgewählte Kleingewässer detailliert im Hinblick auf ihre Standortverhältnisse und ihre Tier- und Pflanzenwelt untersucht (Projekt „EUMÖK-(Eutrophe-Modellgewässer-Ökologie-) Westfalen“). Sie sollen möglichst als Modellgewässer verschiedene häufig vertretene Kleingewässertypen der Großlandschaft „Westfälische Bucht“ repräsentieren. Das Projekt gliedert sich in zwei Phasen: Die bis Ende 1999 abgeschlossene 1. Phase umfasst notwendige Untersuchungen zur Modellgewässercharakterisierung und Leitbildentwicklung, die anschließende 2. Phase soll die

Auswirkungen von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen an den Gewässern verfolgen.

Die Ziele der Untersuchungen innerhalb der 1. Phase sind die Ermittlung der:

- wesentlichen **standörtlichen Bedingungen** (Substrat, Hydrochemie, Hydrologie),
- **Pflanzenwelt** (Höhere Pflanzen, Moose, Großalgen, typische Pflanzengesellschaften),
- **Tierwelt** (v. a. ausgewählte kleingewässerrelevante Artengruppen mit Indikatorcharakter),
- **Entwicklung** dieser abiotischen und biotischen Aspekte und damit des Gesamtsystems im Zuge der natürlichen, mehr oder weniger stark anthropogen beeinflussten Sukzession.

Auf der Basis dieser Daten werden Leitbilder für den Biotoptyp „Kleingewässer in der Kulturlandschaft“ und allgemeingültige Maßnahmenpakete für die Kleingewässerpflege und -anlage formuliert. Werden diese Maßnahmen an den Modellgewässern umgesetzt, bietet sich aufgrund des umfassenden Wissens zum Status quo die Möglichkeit, in der 2. Projektphase die Auswirkungen der Maßnahmen auf das Gesamtsystem zu verfolgen und damit deren Erfolg zu bewerten.

Untersuchungsprogramm

Die Untersuchungen umfassen folgende Kompartimente:

■ Standortverhältnisse:

(Untersuchungen 1995 bis 1999)

Gewässerboden:

Ansprache der Bodenarten, Beschreibung des Gewässerbodenprofils anhand von Handbohrungen

Hydrochemie:

drei- bis siebenmalige Messung/Jahr von Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration und -sättigung, Leitfähigkeit, pH, Gesamt-Stickstoff, Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N, Gesamt-Phosphat-P, Hydrogenkarbonat, Chlorid, Sulfat,

Calcium, Magnesium und TOC. Die Messungen erfolgten stets zur gleichen Tageszeit.

Hydrologie:

Speisung des Gewässers, jährliche Wasserstandsentwicklung

Sonstige Aspekte:

z. B. Beschattungsgrad des Ufers und der Wasserfläche, Beschreibung des Gewässerumfeldes und seiner Nutzung

■ **Flora und Vegetation:**

(Untersuchungen der Höheren Pflanzen, Großalgen und Phytoplanktonbiomasse 1995 bis 1999; der Moose stichprobenartig 1995 bis 1998, detailliert 1999)

Höhere Pflanzen und Armleuchteralgen:

qualitative Erfassung aller Arten im Gewässer und bis ca. 10 cm oberhalb der höchsten erkennbaren Wasserlinie in ein- oder zweijährigem Abstand

Moose:

i. d. R. einmalige, halbquantitative Erfassung aller Arten im Gewässer und an seinen Ufern

Phytoplankton:

Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Wasserproben (Maß für die Biomasse des Phytoplanktons).

■ **Fauna:**

(ein- bzw. zweimalige Erfassung pro Gewässer aller Arten ausgewählter Artengruppen im Gesamtzeitraum 1997 bis 1999):

Vögel:

Brutvögel der Gewässer und der unmittelbaren Uferzonen

Amphibien:

Molche: einmaliger Einsatz von Molchreusen sowie Bekeschierung, Frösche und Kröten: Zählung der Laichschnüre und -ballen (Grasfrosch, Erdkröte), Verhören, optische Erfassung und Determination (Grünfrosch-Komplex, Laubfrosch)

Libellen:

optische Ansprache bei i. d. R. 3 bis 5-maligem Begehen bei günstiger Wetterlage sowie durch Bestimmung von Exuvien, Bewertung der Bodenständigkeit aufgrund von Exuvien, Revierverhalten und Eiablage

Makrozoobenthos (Wasser-/Uferkäfer, Wasserswanzen, Muscheln, Schnecken):

Kescherfang an jeweils 3 unterschiedlich strukturierten Probestellen im Rahmen einer Begehung, Reusenfang; ferner Köcherfliegen und Eintagsfliegen an einem Gewässer (Nr. 5)

Rädertiere und Kleinkrebse:

stichprobenartige halbquantitative Erfassung an einigen Gewässern im Rahmen der hydrochemisch-limnologischen Untersuchungen

Beschreibung der Untersuchungsgewässer

In der nachfolgenden Tabelle 1 sind die wesentlichen Charakteristika der in dieser Ausarbeitung behandelten sechs Untersuchungsgewässer aufgelistet.

Ergebnisse und Diskussion

Hydrochemisch-limnologische Untersuchungen

Der Wärme- und Stoffhaushalt von Kleingewässern weicht deutlich von dem größerer Standgewässer ab. Aufgrund des geringen Wasservolumens dieser Flachgewässer besteht ein intensiver Wärmeaustausch mit der Atmosphäre. Infolge dessen schwankt die Wassertemperatur im Tages- und Jahresgang erheblich und die Temperaturamplitude ist sehr groß. Im stark erwärmten Wasser laufen Stoffwechselprozesse schneller ab als z. B. in Seen.

Wegen ihrer geringen Tiefe sind Kleingewässer ungeschichtet und werden häufig vom Wind durchmischt. Wasserinhaltsstoffe sind daher meist gleichmäßig verteilt. Der Wasserkörper steht auch mit dem Untergrund in enger Wechselbeziehung und wird von ihm mit geprägt.

Sofern nicht übermäßig starkes Pflanzenwachstum (Phytoplankton, Fadenalgen, Makrophyten) oder mineralische Trübung den Zutritt von Sonnenlicht behindern, wird ein Kleingewässer bis zum Grund durchlichtet. Im Gegensatz zu tieferen, geschichteten Standgewässern findet Aufbau und Abbau von Biomasse im gleichen Wasserkörper statt. Gegenüber Einflüssen aus dem Umfeld, insbesondere gegenüber Stoffeinträgen, reagieren Kleingewässer sehr empfindlich.

Aus den erst 1995 begonnenen Untersuchungen lassen sich noch nicht für alle Gewässer gesicherte Trends ihrer hydrochemischen Entwicklung ab-

Tab. 1: Lage und Beschreibung der Untersuchungsgewässer

Nr.	TK 25, Kreis	Geologie/ Ausgangssubstrat	Wasser- führung	Beschreibung
1	4108 Kreis Borken	holozäne Hochmoor-Torfe	permanent	abgeäuntes, im Grünland des NSG „Schwarzes Venn“ gelegenes, ca. 150 m² großes, rundliches Gewässer; anfangs gehölzfrei, inzwischen zu 2/3 von uferständigen Gehölzen umfasst; Speisung durch Grund- und Oberflächenwasser aus dem umliegenden, z. T. gedüngten Grünland
5	4014; Kreis Warendorf	holo- bis pleistozäne Fein- und Mittelsande der emsbegleitenden Flusssdünen	permanent	von Laubwald und Kleingehölzen umgebenes, ca. 8.000 m² großes, weitgehend unbeschattetes Flachgewässer; Speisung vermutlich aus dem Grundwasser sowie über Oberflächenwässer aus den umliegenden Gehölzen (Abb. 4)
6	4014; Kreis Warendorf	pleistozäne fluviatile Ablagerungen (Sand, Kies, Schluff) über Ton-, Kalkmergelstein bzw. Mergel- und Kalkstein der Oberkreide	permanent	in einer Brache am Waldrand angelegtes, ca. 150 m² großes, unbeschattetes Flachgewässer; Speisung über Grund- und Oberflächenwässer aus der Brachefläche
8	4013; Kreis Warendorf	Kalkmergel- bis Tonmergelstein, teilweise schluffig, mit Kalksteinbänken der Oberkreide	permanent	in einer Brache unterhalb größerer Ackerflächen angelegtes mittleres Gewässer (ca. 150 m²) einer 3 Teiche umfassenden Kette, unbeschattet; Speisung des 1. Gewässers aus einem Drainagesystem der Äcker, ferner über Regenwasser (Abb. 5)
9	4013; Kreis Warendorf	pleistozäne Grundmoräne (Mergel, Ton, Schluff) über Kalkmergel-, Mergelkalk-, Mergelstein der Oberkreide	periodisch	in einem Eichen-Hainbuchen-Feldgehölz gelegenes und vollkommen beschattetes, ca. 80 m² großes Gewässer mit periodischer Wasserführung; Speisung durch Oberflächenwasser aus den östlichen anschließenden Ackerflächen
15	4114; Kreis Warendorf	Ton-, Kalkmergelstein, Mergel-, Kalkstein, Kalksandstein der Oberkreide	permanent bis periodisch	am Rande einer Feuchtbache gelegenes und von zwei Seiten von Laubgehölzen umschlossenes, ca. 50 m² großes Gewässer; Speisung über Oberflächenwässer aus der Brache und über Regenwasser

leiten. Viele Messwerte sind – in Abhängigkeit von Witterung, Wasserstand, Intensität der Bioproduktion u. a. – starken Schwankungen unterworfen. Tabelle 2 informiert über Mittelwerte und Schwankungsbreite der von 1995 bis 1999 erhobenen Messdaten. Die Proben wurden stets zur gleichen Tageszeit dicht unter der Wasseroberfläche entnommen.

Da einzelne Messstellen nicht in jedem Jahr und nicht immer mit gleicher Häufigkeit untersucht werden konnten, sind bei den in den Abbildungen 1 und 2 dargestellten Kenngrößen zur besseren

Vergleichbarkeit nur die Mittelwerte von 1997/98 berücksichtigt worden. In Bezug auf Ionengehalt und Konzentration an Pflanzennährstoffen lassen sich deutlich zwei Gruppen von Kleingewässern unterscheiden:

Die Gewässer der ersten Gruppe (Nr. 1, 5 und 6) sind relativ elektrolytarm und haben eine dementsprechend geringe Leitfähigkeit. Insbesondere der Calcium-Gehalt ist niedrig (im Mittel < 60 mg/l) und charakterisiert das Gewässer als relativ kalkarm.

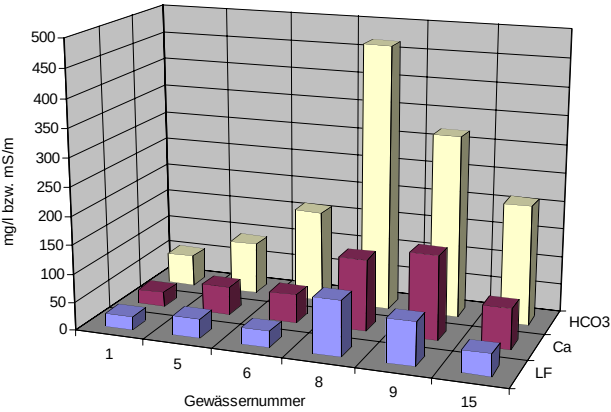


Abb. 1: Leitfähigkeit, Calcium- und Hydrogenkarbonatgehalte (Mittelwerte 1997/98)

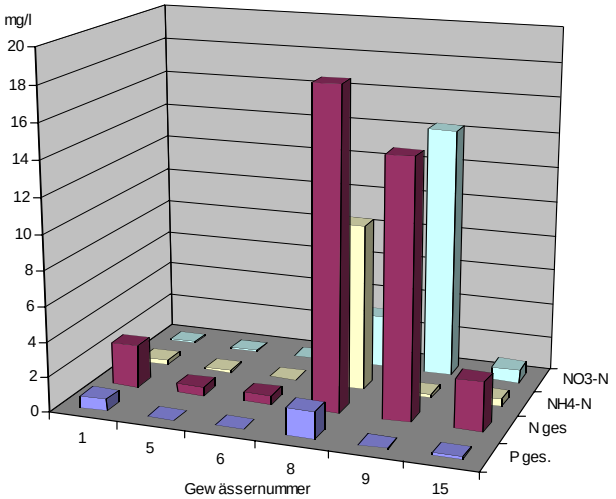


Abb. 2: Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen (Mittelwerte aus 1997)

Tab. 2: Mittelwerte (MW), Minima und Maxima der hydrochemischen Messungen (März bis Dez.)

Gewässer-Nr.		1 (1995-99, n=24)			5 (1995-99, n=24)			6 (1995-96, 1998-99, n=16)		
		Min.	Max.	MW	Min.	Max.	MW	Min.	Max.	MW
Temperatur	°C	8,1	31,7	–	2,3	26,4	–	3,1	27,0	–
pH		6,3	8,0	7,1	6,8	9,7	8,3	6,6	8,4	7,7
el. Leitfähigkeit	mS/m	17,5	32,0	24,1	20,8	44	32,2	14,4	36,3	27,4
Sauerstoffgehalt	mg/l	1,3	14,6	–	7,1	14,7	–	3,8	18,4	–
Sauerstoffsättigung	%	12	158	–	59	141	–	27	198	–
Calcium	mg/l	15	36	26,4	25	77	48,0	39	65	53,9
Magnesium	mg/l	2,6	4,5	3,7	2,8	4,7	3,6	1,1	1,8	1,45
Hydrogenkarbonat	mg/l	26	86	53,1	46	162	90,4	112	208	167,9
Gesamt-Stickstoff	mg/l	1,1	6,5	2,7	< 1	< 1	< 1	< 1	1,2	< 1
Ammonium-N	mg/l	0,05	0,87	0,23	< 0,1	0,25	< 0,1	< 0,1	0,13	< 0,1
Nitrit-N	mg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Nitrat-N	mg/l	< 0,02	0,72	0,06	0,01	0,11	0,02	< 0,03	0,09	< 0,03
Gesamt-Phosphat-P	mg/l	0,131	2,04	0,688	0,002	0,1	0,125	0,01	0,12	0,051
Sulfat	mg/l	4,6	27	13,3	18	69	46,0	< 2	3,2	< 2
Chlorid	mg/l	15	42	30,3	15	27	22,1	1,1	4,4	2,8
TOC	mg/l	2	86	40,9	6,7	14	9,5	5,2	16	10,2
Chlorophyll a	µg/l	3	319	91	1	80	16,5	< 1	75	16,3

Gewässer-Nr.		8 (1995-97, n=13)			9 (1995-97, n=7)			15 (1996-97, n=10)		
		Min.	Max.	MW	Min.	Max.	MW	Min.	Max.	MW
Temperatur	°C	6,7	24,7	–	7,6	17,1	–	5,0	19,3	–
pH		7,0	8,7	7,6	7,1	8,3	7,5	7,3	8,3	7,7
el. Leitfähigkeit	mS/m	50,5	116,1	90,2	65,4	77,6	73,5	48	73,8	63,3
Sauerstoffgehalt	mg/l	0,1	16,4	–	2,8	6,3	–	2,1	11,0	–
Sauerstoffsättigung	%	1	198	–	24	55	–	23	97	–
Calcium	mg/l	55	190	120,1	140	160	147,1	76	190	127,4
Magnesium	mg/l	5,2	12	7,7	2,1	2,5	2,3	2,5	3,6	3,05
Hydrogenkarbonat	mg/l	146	601	379,6	302	339	319,9	222	355	287,8
Gesamt-Stickstoff	mg/l	3,2	33	14,7	8,6	19	14,7	1,4	95,5	2,68
Ammonium-N	mg/l	0,75	28,5	8,2	0,06	0,25	0,18	< 0,02	3,05	0,32
Nitrit-N	mg/l	< 0,02	0,31	0,115	0,05	0,43	0,16	< 0,02	0,23	0,04
Nitrat-N	mg/l	< 0,03	7,93	2,25	8,13	17,4	14,0	0,02	1,5	0,75
Gesamt-Phosphat-P	mg/l	0,14	3,59	1,268	0,02	0,29	0,094	0,01	0,91	0,224
Sulfat	mg/l	3,3	112	65,4	43	63	51,6	20	141	74,2
Chlorid	mg/l	31	118	59,1	22	27	24,6	13	29	20,2
TOC	mg/l	6,7	53	23,0	3,3	9,6	5,3	6,7	30	15,7
Chlorophyll a	µg/l	4	522	83,8	1	27	7,8	6	441	112,0

Die pH-Werte liegen im Mittel im schwach alkalischen Bereich. Aufgrund der geringen Pufferkapazität schwanken die Extremwerte stark: die pH-Minima sind < 7, die Höchstwerte steigen bei stärkerer Algenentwicklung auf Werte > 8 an. Die Stickstoff- und Phosphorgehalte sind niedrig. Lediglich Gewässer 1, das von Hochmoortorfen beeinflusst wird, ist nährstoffreicher.

Zur zweiten Gruppe gehören die Gewässer 8, 9 und 15. Diese sind elektrolyt- und kalkreicher als in Gruppe 1 und dementsprechend besser gepuffert.

Diese Unterschiede dürften zum einen auf das andersartige Bodensubstrat, vor allem aber auf den Einfluss der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung des Umfeldes zurückzuführen sein. Wie aus Abbildung 2 hervorgeht, sind die Nährstoffkonzentrationen, insbesondere in den Gewässern 8 und 9, die aus Drainagen der benachbarten Ackerflächen gespeist werden, auffällig hoch. Der Anteil der einzelnen N-Fractionen ist jedoch unterschiedlich: während im Gewässer 8 Ammonium-N den Hauptanteil bildet (Gülleeintrag), liegt bei Nr. 9 das Maximum als Nitrat-N vor.

Betrachtet man die jahreszeitliche Veränderung der Nährstoffgehalte in Abbildung 3 am Beispiel der Gewässer 5 (relativ unbeeinflusst) und 8 (Einwirkung der Landwirtschaft) im Jahr 1997, so fällt bei letzterem die starke Konzentrationszunahme ab Jahresmitte auf. Sie geht nach eigenen Beobachtungen vor allem auf den Eintrag von Gülle, möglicherweise zusätzlich auf Stoffeinträge durch Erosion von Ackerflächen (Starkregen) und, bei Phosphor, auch auf eine Remobilisierung aus dem Sediment (anaerobe Bedingungen) zurück.

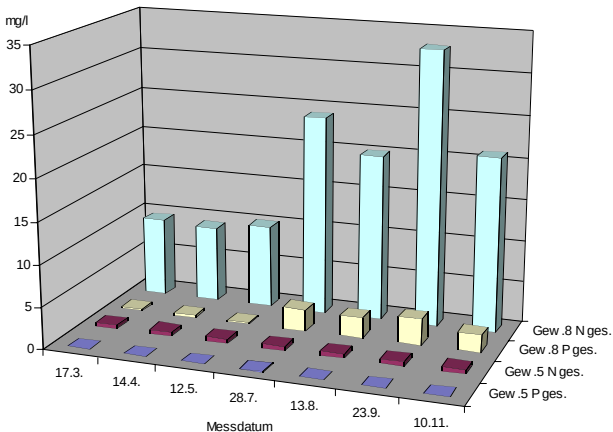


Abb. 3: Jahreszeitliche Veränderung der Nährstoffkonzentrationen im wenig beeinflussten (Nr. 5) und im landwirtschaftlich geprägten Kleingewässer (Nr. 8) im Jahr 1997

Die trophische Einschätzung der Kleingewässer basiert auf den in der vorläufigen Richtlinie für die Erstbewertung natürlich entstandener Seen nach trophischen Kriterien (LAWA 1998) gegebenen Empfehlungen. Obwohl in dieser Schrift ausdrücklich darauf hingewiesen wird, dass sich das dort beschriebene Verfahren nicht für die Klassifikation von Kleingewässern < 1 ha eignet, weil die Phytoplanktonproduktion in diesem Gewässertyp für den Stoffhaushalt und Gewässerzustand von untergeordneter Bedeutung ist, wird hier mangels anderer bewährter Methoden versucht, das Verfahren zu adaptieren und anhand der trophischen Kenngrößen Chlorophyll a und Gesamt-Phosphat-Phosphor (jeweils Sommermittelwerte) den Trophiegrad näherungsweise abzuschätzen. Nach eigenen Beobachtungen treten in einigen nährstoffreicheren Kleingewässern (besonders in Nr. 1, 8 und 15) zeitweise starke Phytoplanktonentwicklungen auf, die sich in sehr hohen Chlorophyllkonzentrationen widerspiegeln (Tab. 2).

Die in Tabelle 3 aufgeführten Trophiegrade geben den „Mindestumfang“ der Primärproduktion an. Unter Berücksichtigung der in einigen Gewässern auftretenden starken Entwicklung von Makrophyten muss dort eine Korrektur in Richtung höherer Trophie auf der von oligotroph bis hypertroph reichenden Trophieskala vorgenommen werden.

Tab. 3: Trophiebeurteilung der untersuchten Kleingewässer

Gewässer-Nr.	Trophieeinschätzung	
	gemäß LAWA (1998)	mit Berücksichtigung der Makrophytenbiomasse
1	poly-/hypertroph	hypertroph
5	mesotroph	eutroph (1999 polytroph)
6	eutroph	eutroph
8	poly-/hypertroph	hypertroph
9	eutroph	eutroph
15	polytroph	polytroph

Wie aus Tab. 3 hervorgeht, sind die meisten Kleingewässer stark eutrophiert. Die Eutrophierung ist ein natürlicher Vorgang, der sich ohne anthropogene Einwirkungen in sehr großen Zeitspannen vollzieht. In flachen Gewässern wie den hier untersuchten Kleingewässern läuft dieser Prozess jedoch schneller ab und wird unter dem Einfluss externer Nährstoffeinträge (Landwirtschaft u. a.) rasant beschleunigt.

Die Eutrophierung äußert sich in Kleingewässern u. a. in:

- starker Makrophyten- oder Phytoplanktonentwicklung
- Sauerstoffminima infolge starker Zehrung
- zeitweiliger Sauerstoff-Übersättigung am Tag, verbunden mit einem kräftigen pH-Anstieg
- starker Schlammbildung.

Letztere führt in Verbindung mit einer weiteren Ausdehnung von Makrophyten rasch zur Verlandung des Gewässers.

Flora und Vegetation

Überblick über Flora, Vegetation und Fauna der Untersuchungsgewässer

Die nachfolgende Tabelle 4 gibt einen Überblick über typische Tier- und Pflanzenarten sowie Pflanzengemeinschaften der Untersuchungsgewässer.

Tab. 4: Wichtige Vertreter verschiedener Pflanzenartengruppen und typischer Vegetationseinheiten der Untersuchungsgewässer sowie Tierarten

(Stand Dez. 1999; mit Pflanzenarten/Vegetationseinheiten: W: Wasservegetation, R: Röhrichte und Seggenriede, S: Strandlingsrasen, F: Flutrasen, E: Einjährigen-/Annuellenfluren, H: Hochstaudenfluren, G: Gehölzbestände; Quellen: eigene Erhebungen sowie SOLGA 1999; Tierartengruppen: V: Brutvögel, A: Amphibien, L: Libellen, K: Wasser-/Uferkäfer, W: Wasservanzen, M: Muscheln, R: Rädertiere, S: Schnecken, C: Krebse; Quellen: BÖCKER 1998, CONZE et al. 1999, LANAPLAN 1999, 2000, SCHWARTZE 1998 sowie eigene Erhebungen)

Nr.	Pflanzenartengruppen	Vegetationseinheiten	bemerkenswerte Vertreter verschiedener Tierartengruppen
1	W: Teichlinse (<i>Spirodela polyrhiza</i>), Dreifurch. Wasserlinse (<i>Lemna trisulca</i>) R: Schilf (<i>Phragmites australis</i>), Teich-Schachtelhalm (<i>Equisetum fluviatile</i>), Fiebertee (<i>Menyanthes trifoliata</i>) S: Grau-Segge (<i>Carex canescens</i>) F: Wassernabel (<i>Hydrocotyle vulgaris</i>)	W: Lemno-Spirodeletum H: <i>Juncus effusus</i> -Bestände G: Frangulo-Salicetum cinereae	V: Stockente (<i>Anas platyrhynchos</i>), A: Teichfrosch (<i>Rana esculenta</i>) L: Vierfleck (<i>Libellula quadrimaculata</i>) M: Gemeine Kugelmuschel (<i>Sphaerium corneum</i>) S: Weißes Posthörnchen (<i>Gyraulus albus</i>) C: <i>Gammarus pulex</i> , <i>Eucyclops serrulatus</i>
5	W: Armleuchteralgen (<i>Chara delicatula</i> , <i>Chara vulgaris</i>), Gras-Laichkraut (<i>Potamogeton gramineus</i>), Ähriges Tausenblatt (<i>Myriophyllum spicatum</i>), Schild-Wasser-Hahnenfuß (<i>Ranunculus peltatus</i>), Zwiebel-Binse (<i>Juncus bulbosus</i>) R: Kalmus (<i>Acorus calamus</i>), Graue Seebinse (<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>) S: Oeders Segge (<i>Carex serotina</i>) F: Salz-Bunge (<i>Samolus valerandi</i>), Alpen-Binse (<i>Juncus alpinoarticulatus</i>)	W: <i>Chara delicatula</i> -Basalgesellschaft, Potamogetonnetum graminei, <i>Potamogeton pusillus</i> -Basalgesellschaft, <i>Myriophyllum spicatum</i> -Basalgesellschaft, Ranunculetum peltati R: Scirpo-Phragmitetum – <i>Typha angustifolia</i> -Fazies, <i>Eleocharis palustre</i> -Gesellschaft S: Samolo-Littorelletum, <i>Juncus articulatus</i> - <i>Ranunculus flammula</i> -Bestand, <i>Juncus bulbosus</i> -Ges. G: Frangulo-Salicetum cinereae	V: Bläßhuhn (<i>Fulica atra</i>) A: Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>), Teichfrosch (<i>R. esculenta</i>), Laubfrosch (<i>Hyla arborea</i>) L: Kl. Granatauge (<i>Erythronia viridulum</i>), Federlibelle (<i>Platycnemis pennipes</i>), Westliche Keiljungfer (<i>Gomphus pulchellus</i>) W: <i>Gerris paludum</i> , <i>Mesovelia furcata</i> S: Spitzhorn-Schlamm Schnecke (<i>Lymnaea stagnalis</i>) R: <i>Lecane quadridentata</i> C: <i>Asellus aquaticus</i> , <i>Chydorus sphaericus</i>
6	W: Schwimmendes Laichkraut (<i>Potamogeton natans</i>), Armleuchteralge (<i>Chara delicatula</i>), Flutendes Sternlebermoos (<i>Riccia fluitans</i> s.l.) R: Breitbl. Rohrkolben (<i>Typha latifolia</i>), Aufrechter Igelkolben (<i>Sparganium erectum</i>) H: Spitzblütige Binse (<i>Juncus acutiflorus</i>), Behaartes Weidenröschen (<i>Epilobium hirsutum</i>)	W: <i>Chara delicatula</i> -Basalgesellschaft, <i>Potamogeton natans</i> -Basalgesellschaft R: Scirpo-Phragmitetum – <i>Typha latifolia</i> -Fazies, <i>Eleocharis palustris</i> -Gesellschaft, Sparganietum erectum S: <i>Juncus articulatus</i> - <i>Ranunculus flammula</i> -Bestand H: Convolvulo-Epilobium hirsuti, <i>Juncus</i> spp.-Bestand	A: Laubfrosch (<i>H. arborea</i> , s.Bild 1), Teichfrosch (<i>R. esculenta</i>), Kammolch (<i>T. cristatus</i>) C: <i>Ceriodaphnia rotunda</i> , <i>Paracyclops poppei</i> L: Glänzende Binsenjungfer (<i>Lestes dryas</i>) K: <i>Halipplus obliquus</i> R: <i>Scaridium longicaudum</i> , <i>Squatinella rostrum</i> S: Linsenförmige Tellerschnecke (<i>Hippeutis complanatus</i>) W: <i>Notonecta obliqua</i>
8	W: Kleine Wasserlinse (<i>Lemna minor</i>), Bucklige Wasserlinse (<i>Lemna gibba</i>) A: Gift-Hahnenfuß (<i>Ranunculus sceleratus</i>) R: Rohr-Glanzgras (<i>Phalaris arundinacea</i>) H: Große Brennessel (<i>Urtica dioica</i>), Behaartes Weidenröschen (<i>Epilobium hirsutum</i>)	W: Lemnetum gibbae R: <i>Phalaris arundinacea</i> -Bestand H: Convolvulo-Epilobietum hirsuti	A: Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>), Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>) C: <i>Eucyclops serrulatus</i> , <i>Simocephalus eximiosus</i> R: <i>Mytilina mucronata</i> S: Glattes Posthörnchen (<i>Gyraulus laevis</i>)
9	W: <i>Calliergon cordifolium</i> , <i>Amblystegium riparium</i> (bestandsbildende Laubmoose) R: Sumpf-Schwertlilie (<i>Iris pseudacorus</i>)	W: <i>Amblystegium riparium</i> - <i>Calliergon cordifolium</i> -Bestand R: <i>Iris pseudacorus</i> -Ges.	A: Teichmolch (<i>Triturus vulgaris</i>) K: <i>Hydroporus memnonius</i> , <i>Suphrodytes dorsalis</i> (kaltstenotherm, Wald-Fallaubgewässer) S: Längliche Sumpfschnecke (<i>Stagnicola glabra</i>)
15	W: Schwimmendes Laichkraut (<i>Potamogeton natans</i>) R: Aufrechter Igelkolben (<i>Sparganium erectum</i>) H: Behaartes Weidenröschen (<i>Epilobium hirsutum</i>)	W: <i>Potamogeton natans</i> -Basalgesellschaft R: Sparganietum erecti, <i>Glyceria fluitans</i> -Gesellschaft H: Convolvulo-Epilobietum hirsuti	L: Braune Mosaikjungfer (<i>Aeshna grandis</i>) M: Gemeine Kugelmuschel (<i>Sphaerium corneum</i>) S: Gelippte Tellerschnecke (<i>Anisus spirorbis</i>), Glattes Posthörnchen (<i>Gyraulus laevis</i>), Spitzhorn-Schlamm Schnecke (<i>Lymnaea stagnalis</i>) C: <i>Chydorus sphaericus</i>

Grundlagen der Vegetationsentwicklung

Das floristische Arteninventar der Untersuchungsgewässer und die nachgewiesenen Vegetationseinheiten (Pflanzengesellschaften) repräsentieren die jeweils herrschenden hydro- und bodenchemischen, hydrologischen und kleinklimatischen Verhältnisse. Sie waren deshalb wie die Standortverhältnisse im Laufe der Jahre seit der Anlage der Teiche bzw. seit ihrer Renaturierung verschiedenen Veränderungen unterworfen. Die wesentlichen Standortvarianten sind in Tabelle 5 aufgeführt.

Die meisten Pflanzenarten der nährstoffreicheren Kleingewässer rekrutieren sich aus dem Inventar der überall vorhandenen Bäche und Gräben, feuchten Grünlandflächen, Wälder und Kleingehölze sowie ihrer Säume. Hinzu kommen je nach hydrologischen und Beschattungsverhältnissen die den Stillgewässercharakter prägenden Wasserpflanzen. Bei niedrigeren Nährstoffgehalten und pH-Werten können eine Reihe von Pflanzen der Feuchtheiden, Hoch- und Zwischenmoore sowie einige Wasserpflanzen hinzutreten, die ihren Schwerpunkt in den sogenannten „Heideweihern“, d. h. nährstoffarmen bis mäßig nährstoffreichen Stillgewässern, haben.

Hinsichtlich der Korrelation der Pflanzenartenvorkommen mit der jeweiligen Nährstoffsituation ist allerdings zu berücksichtigen, dass nur die Wasserpflanzen und hier v. a. die frei flotierenden allein von der Nährstoffsituation des Wassers abhängen. Die im Boden verwurzelten und damit fast alle Gewässerpflanzen hingegen beziehen ihre Nährstoffe mehr oder weniger ausschließlich aus den oberen Bodenschichten. Auch wenn nährstoffärmere Kleingewässer i. d. R. innerhalb einer ebenso nährstoffärmeren Umgebung gelegen sind und oft Korrelationen zwischen gewässerboden- und hydrochemischen Daten bestehen, stellt die hier vorgenommene Ableitung der Nährstoffsituation des Gesamtsystems aus den hydrochemischen Kennwerten eine Vereinfachung der tatsächlichen Verhältnisse dar.

Im Idealfall ergibt sich hieraus eine dem Gradienten entlang abnehmender Wassertiefe folgende typische Aneinanderreihung verschiedener Vegetationstypen. Diese den Charakter und die Lebensraumqualität gerade kleinflächiger Stillgewässer maßgeblich bestimmende sogenannte „Verlandungsreihe“ setzt sich zusammen aus:

- frei flotierenden oder verwurzelten, nur unter Wasser wachsenden oder mit auf der Wasseroberfläche liegenden Schwimmblättern versehenen **Wasserpflanzen** (pflanzensoziologische Einheiten: Charetea, Lemnetaea, Potamogetonetea, Utricularietea),
- höher- und niedrigerwüchsigen **Röhricht- und Riedpflanzen** (Phragmitetea, z. T. im Übergang zur Moorvegetation der Scheuchzerio-Caricetea),
- **Hochstaudenfluren** (v. a. Convolvuletalia) und schließlich
- **Feuchtgehölzen** (Alnetea, Salicetea) inkl. Zwergstrauchheiden (Ericetum tetralicis).

Im Bereich ständig wechselnder Wasserstände sind ferner:

- einjährige Pionierarten (sog. „**Einjährigen- oder Annuellenfluren**“, Bidentetea, Isoëto-Juncetea) und
- **Flutrasen** (Agrostietea) bzw.
- **Strandlingsrasen** (Littorelletea) eingestreut.

Diese einzelnen Elemente der Verlandungsreihen, deren prägender Standortfaktor der Wasserstand und seine Entwicklung über das Jahr hinweg ist, setzen sich dementsprechend jeweils aus Pflanzen bestimmter Lebens- und Wuchsformen zusammen und zählen vegetationskundlich zu ein oder mehreren übergeordneten Einheiten auf Klassen- bis Verbandsebene (s. vorherige Auflistung).

Tab. 5: Ausprägung wichtiger Standortfaktoren der Kleingewässer

Nährstoffverhältnisse während der Vegetationsperiode:	mäßig nährstoffreich	nährstoffreich	sehr nährstoffreich
Wasserführung während der Vegetationsperiode:	zumindest größere Teilbereiche i. d. R. dauerhaft mit Wasser bedeckt (Typ: permanent wasserführend , „ Weier “)		i. d. R. im Sommer (fast) vollständig trockenfallend (Typ: periodisch wasserführend , „ Tümpel “)
Beschattung während der Vegetationsperiode:	größere Uferabschnitte und Wasserfläche völlig bis weitgehend unbeschattet (Typ: „ Offenlandgewässer “)		Uferbereiche und Wasserfläche überwiegend bis vollständig beschattet (Typ: „ Waldgewässer “)

Bei jungen wie bei bereits stark verlandeten Gewässern ist diese Reihung entwicklungsbedingt unvollständig. Gleiches gilt, wenn das gesamte Gewässer regelmäßig trocken fällt oder stark beschattet wird, also extreme Ausprägungen bestimmter Standortfaktoren die Lebensbedingungen gewässertypischer Pflanzenarten einer oder mehrerer Artengruppen beschränken.

Somit lassen sich den zuvor dargestellten standörtlich definierten Gewässertypen bestimmte Kenn- oder Leitartengruppen der Pflanzenwelt zuordnen.

Es können je nach Nährstoffsituation meso-, eu- und poly-/hypertraphente Pflanzenarten (Tab. 6) und -gesellschaften zumeist aller verschiedenen Verlandungsreihenabschnitte unterschieden werden. Zunehmende Beschattung filtert hieraus eine - im Extremfall des kleinflächigen Waldgewässers geringe - Zahl beschattungstoleranter Pflanzen heraus. Je extremer schließlich die Frequenz oder Dauer von Wasserstandsschwankungen ausfällt, um so mehr gewinnen kurzlebige Pflanzenarten der Uferregionen auf Kosten v. a. der eigentlichen Wasserpflanzen- und Röhrichtarten an Bedeutung.

Tab. 6: Beispiele für Zeigerpflanzen der Untersuchungsgewässer für die in Tabelle 5 dargestellten unterschiedlichen Standortbedingungen

(mit Arten der: W = Wasser-, R = Röhricht-/Großseggenried-, H = Hochstauden-, F = Flutrasen-, S = Strandlingsrasen-, E = Einjährigenfluren-, G = Gehölz-, M = Feuchtheiden- und Hoch-/Zwischenmoorvegetation)

Nährstoffsituation:		
mittlere Nährstoffgehalte	hohe Nährstoffgehalte	sehr hohe Nährstoffgehalte
Beschattungsgrad: überwiegend unbeschattet Wasserführung: i. d. R. permanent		
W: <i>Juncus bulbosus</i> <i>Sphagnum auriculatum</i> u. a. R/M: <i>Carex panicea</i> <i>Carex rostrata</i> <i>Erica tetralix</i> <i>Eriophorum angustifolium</i> <i>Sphagnum</i> div. spec. H: <i>Molinia caerulea</i> G: <i>Betula pubescens</i> <i>Myrica gale</i>	W: <i>Lemna trisulca</i> <i>Myriophyllum spicatum</i> <i>Spirodela polyrhiza</i> R: <i>Carex acutiformis</i> <i>Carex pseudocyperus</i> <i>Iris pseudacorus</i> <i>Sparganium erectum</i> H: <i>Epilobium hirsutum</i> <i>Eupatorium cannabinum</i> <i>Lysimachia vulgaris</i> <i>Lythrum salicaria</i> <i>Mentha aquatica</i> G: <i>Alnus glutinosa</i>	W: Algenwatten z. B. aus <i>Enteromorpha</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Lemna gibba</i> R: <i>Glyceria maxima</i> H: <i>Urtica dioica</i> (Dominanz) G: s. bei hohe Nährstoffgehalte
Beschattungsgrad: überwiegend beschattet		
W: <i>Sphagnum auriculatum</i> u. a. R/M: <i>Agrostis canina</i> <i>Carex rostrata</i> <i>Sphagnum</i> div. spec. H: s.o. G: s.o.	W: <i>Hottonia palustris</i> <i>Lemna minor</i> <i>Lemna trisulca</i> R: <i>Carex acutiformis</i> <i>Iris pseudacorus</i> H: vorw. Waldkräuter wie z. B.: <i>Stellaria holostea</i> G: s.o.	W: Algenwatten
Wasserführung: periodisch (auch Flachuferzonen)		
W: <i>Juncus bulbosus</i> (<i>Sphagnum fallax</i>) R/M: <i>Carex serotina</i> <i>Drosera intermedia</i> <i>Lycopodiella inundata</i> S: <i>Hydrocotyle vulgaris</i> <i>Pilularia globulifera</i> <i>Samolus valerandi</i> H: <i>Molinia caerulea</i> G: s.o.	E: <i>Bidens</i> div. spec <i>Juncus bufonius</i> <i>Peplis portula</i> <i>Polygonum hydropiper</i> F: <i>Agrostis stolonifera</i> <i>Alopecurus geniculatus</i> H: <i>Cirsium arvense</i> <i>Juncus inflexus</i> G: s.o.	s. unter hohe Nährstoffgehalte

Anmerkungen zu den Ergebnissen der faunistischen Untersuchungen

Wie die Untersuchungen ausgewählter Artengruppen zeigen (BÖCKER 1998, CONZE et al. 1999, LANAPLAN 1999, 2000, SCHWARTZE 1998), setzt sich die Tierwelt der kleinflächigen Stillgewässer in der Kulturlandschaft der Westfälischen Bucht v. a. aus weit verbreiteten, hinsichtlich ihrer Standortansprüche verhältnismäßig genügsamen Arten zusammen. Brutvögel können meist nur an etwas größeren Gewässern nachgewiesen werden; es handelt sich dabei i. d. R. um Stockente und Blässhuhn.

Unter den Amphibien dominieren die gleichfalls ubiquitären Erdkröte, Grasfrosch und Teichmolch. Auch der Kammmolch als weniger häufige Art ist in einigen Gewässern vertreten. Mit dem Laubfrosch findet sich allerdings auch eine inzwischen ausgesprochen selten gewordene Art, von der in einzelnen Räumen in der Westfälischen Bucht z. T. noch größere Populationen erhalten sind bzw. durch Naturschutzmaßnahmen gefördert wurden. Unter den Wasserkäfern, Wasserwanzen sowie den Schnecken und Muscheln sind i. d. R. ebenfalls v. a. Ubiquisten zu finden; auffällig ist hier die relativ geringe Übereinstimmung zwischen dem Arteninventar der einzelnen Untersuchungsgewässer. Anzumerken ist, dass gerade die periodisch wasserführenden, beschatteten Gewässer eine zwar artenarme, aber den speziellen Standortbedingungen angepasste Fauna aufweisen.

Auf die **Libellen** soll an dieser Stelle etwas detaillierter eingegangen werden, da sich an dieser Artengruppe der Zusammenhang zwischen Flora/Vegetation und Fauna besonders anschaulich darstellen lässt. Libellen legen ihre Eier je nach Art entweder ins Freiwasser, in Unterwasserpflanzen, Schwimmblattpflanzen, Röhricht-/Binsenstengel oder über das Wasser ragende Gehölzäste ab. Somit ist die Artenzahl der Libellenfauna an einem Gewässer v. a. abhängig von der (Vegetations-)Strukturvielfalt. Je ausgeprägter und vollständiger die Verlandungsreihe vom (unbeschatteten) Freiwasser bis zu den uferständigen Gehölzen ausgebildet ist, um so mehr Libellenarten können grundsätzlich vorhanden sein. Mit fortschreitender Verlandung eines Kleingewässers und der damit einhergehenden Strukturverarmung verringert sich die Artenzahl; bei völliger Beschattung dient es manchmal nur noch als gelegentlich zur Nahrungsaufnahme besuchtes Gastgewässer.

So können für verschiedene Standortvariationen in Kleingewässern jeweils typische Libellenarten bzw. -gemeinschaften definiert werden (s. Tabelle 7)

Für das Überleben bzw. die Überwinterung der Eier und Larven sind ferner die Wasserstandsentwicklung im Jahresverlauf und das Umfeld der Gewässer wichtig. Periodisch trockenfallende Gewässer sind verarmt, da diejenigen Arten mit mehrjähriger Larvalentwicklung ausfallen; darüber hinaus wirkt sich das Wasserregime indirekt über die Verringerung der Vegetationsstrukturvielfalt auf die Artendiversität aus.

Tab. 7: Charakteristische Libellenarten verschiedener standörtlich-struktureller Bedingungen an den Untersuchungsgewässern

[nach verschiedenen Autoren wie z. B. SCHMEDTJE & COLLING (1996) zusammen gefasst in MEIER 1998]:

Standörtlich-strukturelle Anforderungen	typische Arten
keine (Ubiquisten)	Gemeine Pechlibelle (<i>Ischnura elegans</i>), Blaugrüne Mosaikjungfer (<i>Aechna cyanea</i>)
vegetationsarme Flachwasser-Bereiche	Plattbauch (<i>Libellula depressa</i>)
Flachgewässer mit niedriger Verlandungsvegetation	Heidelibelle (<i>Sympetrum</i> spp.)
ausgeprägte Tauchblattvegetation	Frühlings-Adonislibelle (<i>Phyrrhosoma nymphula</i>)
gut entwickelte Schwimmblattzone	Große Königslibelle (<i>Anax imperator</i>), Hufeisen-Azurjungfer (<i>Coenagrion puella</i>)
Gewässer mit (randlichen) Gehölzen	Weidenjungfer (<i>Lestes viridis</i>)
nährstoffärmere, moorige Gewässer (Schwerpunkt)	Gemeine Smaragdlibelle (<i>Cordulia aenea</i>), Vierfleck (<i>Libellula quadrimaculata</i>), Schwarze Heidelibelle (<i>Sympetrum danae</i>)

Charakterisierung, Typisierung und Bewertung der Untersuchungsgewässer

Die bereits in Tabelle 1 aufgeführten Untersuchungsgewässer lassen sich aufgrund der bisherigen Erkenntnisse über ihre hydrochemischen Verhältnisse sowie ihre Flora und Fauna wie im Folgenden beschreiben charakterisieren und typisieren. Tabelle 8 gibt einen Überblick.

Kleingewässer Nr. 1

Das Kleingewässer Nr. 1 im NSG „Schwarzes Venn“ bei Reken (Kreis Borken) hat dystrophen Charakter. Das Wasser ist durch Huminstoffe stets braun gefärbt, der pH-Wert liegt meist im schwach sauren Bereich, kann aber bei stärkerer Phytoplanktonentwicklung, da nur schwach gepuffert, bis 8 ansteigen. Die nach Ende der 80er Jahre niedrige Leitfähigkeit (PARDEY 1992) ist inzwischen infolge von Stoffeinträgen um den Faktor 2 angestiegen. Der Sauerstoffgehalt ist jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen: infolge von Zehrungsvorgängen geht er zeitweise bis auf 1,3 mg/l O₂ zurück, kann aber bei starker Algenentwicklung auch hohe Werte erreichen (O₂-Übersättigung bis 158 %). Aufgrund des hohen P-Gehaltes, der meist hohen Chlorophyll-Konzentrationen und der zeitweiligen Massentwicklung von Phytoplankton muss das Anfang der 90er Jahre noch meso- bis eutrophe Gewässer heute als hypertroph klassifiziert werden.

Die Wasservegetation ist artenarm, die Ufervegetation artenreich. Größere flach einfallende offene Uferbereiche waren Anfang der 90er Jahre mit Flutrasen und Strandlingsrasenvegetation sowie Flatter-Binsen- (*Juncus effusus*-) Beständen bewachsen. Die fortgeschrittene Sukzession führte zum weitgehenden Verlust dieser Ufervegetation, deren Bereich inzwischen mit einem dichten Weiden-Faulbaum-Gehölz (Frangulo-Salicetum cinereae, *Salix aurita*-Gesellschaft) bewachsen ist. Die Wasservegetation veränderte sich von anfangs einer mesotraphenten Zwiebel-Binsen- (*Juncus bulbosus*-) Gesellschaft über Einart-Bestände des Kleinen Laichkrautes (*Potamogeton pusillus* agg.) und der Kleinen Wasserlinse (*Lemna minor*) zur Gesellschaft der Dreifurchigen Wasserlinse (*Lemnetum trisulcae*) und der inzwischen dominierenden Teichlinsen-Gesellschaft (Lemno-Spirodeletum). Letztere gilt als Zeigergesellschaft eu- bis hypertropher Kleingewässer. Initialbestände des Breit-

blättrigen Rohrkolbens (*Typha latifolia*) konnten sich wegen des Bisams nicht halten. Ebenfalls nicht dauerhaft etablieren konnten sich die in den Folgejahren aufkommende Schnabel-Segge (*Carex rostrata*) und der Fieberklee (*Menyanthes trifoliata*) als Riedpflanzen mesotroph bis schwach eutropher Gewässertypen. Weitere inzwischen nicht mehr vorhandene Indikatoren nährstoffärmerer Verhältnisse sind die Glockenheide (*Erica tetralix*) und das Sumpf-Weidenröschen (*Epilobium palustre*), hinzugekommene Eutrophierungszeiger der Bittersüße Nachtschatten (*Solanum dulcamara*), die Große Brennessel (*Urtica dioica*) und die bereits erwähnte Teichlinse (*Spirodela polyrrhiza*) (Tab. 6). Die **Moosflora** ist in den Jahren zunehmend verarmt und wenig interessant. Unter den untersuchten **Faunengruppen** dominieren jeweils Ubiquisten. Die **Amphibienfauna** ist auffällig artenarm, zu den **Libellen** zählen Vertreter mit Bevorzugung niedriger Verlandungsvegetation sowie angrenzender Weidensäume; mit dem Vierfleck (*Libellula quadrimaculata*) tritt eine Art mit Schwerpunkt in eher moorigen Gewässern oder Heideweihern auf (Tab. 7). Sie ist als Relikt zu bewerten.

Fazit:

Das hohe Entwicklungspotential des primär dystroph und mesotroph eingestuft und in einem NSG gelegenen Gewässers wurde nicht ausgeschöpft; die externe Zuführung von Nährstoffen hat die Entwicklung wertvollerer Pflanzenformationen verhindert. Die zunehmende Beschattung durch aufkommende Gehölze bedroht die noch artenreichen Uferhochstaudenfluren. Das Gewässer ist derzeit als **dystroph-hypertroph-kalkarmes, permanent wasserführendes Offenlandgewässer im Übergang zum Waldgewässer** einzustufen.

Gewässer Nr. 5

Der „Landratsbüscher Weiher“ bei Warendorf ist schwach sauer, aber bei zeitweilig hoher Primärproduktion steigt der pH-Wert des nur schwach gepufferten Gewässers bis 9,7 an. Der Sauerstoffhaushalt ist ausgeglichen, es treten zu keiner Zeit sauerstoffarme Bedingungen auf, gelegentlich aber Übersättigungen bis 141 %. Das Gewässer ist stickstoffarm, zeigte aber in 1999 erhöhte P-Konzentrationen, deren Ursache noch unbekannt ist. Bis 1998 bewegte sie sich im Mittel um 20 µg/l, 1999 um 45 µg/l im Mittel bei einem Maximum von 100 µg/l

Ende August. Dem erhöhten Nährstoffangebot entsprechend stieg die Primärproduktion an: der Chlorophyll-Gehalt lag mit 44 µg/l im Jahresmittel deutlich höher als in den Vorjahren, darüber hinaus bestand ein wesentlicher Teil der Pflanzenbiomasse aus Makrophyten.

Ende der 80er Jahre handelte es sich bei dieser relativ großflächigen Gewässeranlage um ein typisches flaches Sandgewässer mit hoher Arten- und Strukturvielfalt. Im Laufe der Untersuchungsjahre haben sich die **Vegetationsverhältnisse** deutlich verändert (PARDEY 1994). Anfangs waren am westlichen Abschnitt des Nordufers kleinere Heide-weihertypische Vegetationsbestände mit Mittlerem Sonnentau (*Drosera intermedia*), Glocken-Heide (*Erica tetralix*) und Sumpf-Bärlapp (*Lycopodiella inundata*) vorhanden. Diese sind inzwischen bis auf einzelne Glocken-Heide-Pflanzen durch die Beschattungskonkurrenz von Hochstaudenfluren und aufkommenden Gehölzen (*Pinus*, *Salix* spp.) verdrängt worden. Gleichzeitig nehmen die eutraphenten Hochstaudenfluren auch auf dem nördlichen sandigen Flachufer zunehmend Raum ein. Zum Untersuchungsbeginn waren große Bereiche der Wasserfläche und des Wasserkörpers vegetationsfrei; der Gewässerboden weißsandig. Die für solche Standorte typische, aber inzwischen sehr seltene Strandlings-Pioniergesellschaft des Pillenfarns (*Pilularia globulifera*) wurde aber mit den Jahren durch das Aufkommen dichter Röhrichte und der damit verbundenen Bildung organischer Sedimente verdrängt. Inzwischen haben sich im Wasser die Bestände des Ährigen Tausendblattes (*Myriophyllum spicatum*) und der Schild-Wasserhahnenfuß-Gesellschaft (*Ranunculetum peltatae*) erheblich ausgebreitet. Eine eindeutig positive Tendenz erfährt auch das in NRW als bestandsgefährdet eingestufte Gras-Laichkraut (*Potamogeton gramineus*), welches sich insbesondere seit 1997 stark ausbreitet.

Die Röhrichtflächen nehmen gegenüber den ersten Beobachtungsjahren deutlich mehr Platz ein. Die *Eleocharis palustris*-Gesellschaft hat sich von anfangs kleinen Flecken als ein durchgehender uferständiger Streifen etabliert. Die Rohrkolben- (*Typha*-)Röhrichte nehmen wieder zu, nachdem der Bisam zunächst eine „Depression“ herbeigeführt hatte. Dabei findet ein Artenwechsel vom zu Beginn dominierenden *Typha latifolia* zum derzeit häufigeren *Typha angustifolia* statt. Durchmischte Bestände



Abb. 4: Landratsbüscher Weiher (Gewässer Nr. 5), Beispiel für ein Gewässer mit hoher Struktur- und Artenvielfalt

gibt es nicht. Kalmus (*Acorus calamus*) und Scheinzypurn-Segge (*Carex pseudocyperus*) breiten sich langsam, aber stetig aus. Dies gilt gleichermaßen für eingesetzte *Nymphaea*-Pflanzen, die zwei sich ausdehnende „Inseln“ gebildet haben. Die anfangs große Flächen bedeckenden Strandlingsrasen und Kleinseggenriede sind mit den Jahren durch Gehölze, Hochstaudenfluren und das Sumpfbinsen- (*Eleocharis*-)Kleinröhricht verdrängt worden bzw. hinsichtlich der Artenzusammensetzung verarmt. Stellenweise haben Weiden und Erlen die Ufer besetzt. Die **Moosflora** ist relativ artenreich; zum Inventar zählen einige bestandsgefährdete Arten feuchter bis nasser Uferstandorte, wobei aber auch hier eine Verarmung festzustellen ist (SCHMIDT 1999).

Die **Fauna** ist ebenfalls ausgesprochen artenreich. Dies betrifft neben den **Wasserwanzen** und **Schnecken** insbesondere die **Amphibien** (8 Arten, darunter auch der Laubfrosch (*Hyla arborea*) mit wenigen Individuen) wie auch die **Libellen** (bis zu 20 Arten), die vom Strukturreichtum, dem vorhandenen Umfeld (Gehölze als Landlebensraum) und natürlich der Gewässergröße profitieren. Aufgrund der Gewässerfläche und der Vielzahl von Versteckmöglichkeiten sind als Brutvögel regelmäßig Blässhuhn (*Fulica atrata*) und gelegentlich Stockente (*Anas platyrhynchos*) zu finden.

Fazit:

Der „Landratsbüscher Weiher“ stellt ein floristisch-vegetationskundlich wie auch faunistisch außerordentlich wertvolles Gewässer mit für den Raum hervorragenden hydrochemischen Bedingungen dar. Trotz der langsamen, v. a. natürlicherweise suk-

zessionsbedingten Veränderung des Arteninventars hin zu eutraphenteren Pflanzen besticht das Stehgewässer durch seine Strukturvielfalt, die sich z. B. in einer vollständigen Verlandungsreihe vom offenen Wasser bis hin zu Feuchtgehölzen zeigt. Das Gewässer ist als **relativ großflächiges, kalkarmes, permanent wasserführendes Offenlandgewässer mit größeren im Sommer trockenfallenden Flachuferzonen** einzustufen. Das bis 1998 als **schwach eutroph** geltende Gewässer muss im Folgejahr als **polytroph** eingestuft werden. Weitere Untersuchungen müssen klären, ob dieser Zustand anhält und welches die Ursachen für die rasante Eutrophierung sind.

Kleingewässer Nr. 6

Bei einem schwach sauren bis alkalischen pH-Wert hat das südlich von Warendorf gelegene Gewässer eine relativ niedrige Leitfähigkeit. Diese ist u. a. auf niedrige Stickstoff-, Sulfat- und Chloridgehalte zurückzuführen. Es tritt kein Sauerstoffmangel auf, aber zeitweise Übersättigungen bis knapp 200 %. Die Primärproduktion äußert sich in teils hohen Chlorophyll-Konzentrationen, neben starken Algenentwicklungen treten aber auch Makrophyten in dichten Beständen auf. Das Gewässer ist als eutroph einzustufen. Die Lage in einer Feuchtbrache auf zwei Seiten von Laubwald begrenzt bedingt diese derzeit noch günstigen hydrochemischen Werte.

Das relativ kleine Gewässer weist – bisher mit Ausnahme von Gehölzen – alle wichtigen **Vegetationsstrukturen** auf. Die Wasservegetation wird durch Bestände des Schwimmenden Laichkrautes (*Potamogeton natans*) und der Armleuchteralge *Chara delicatula* bestimmt. Soweit erkennbar – hat das *Typha latifolia*-Röhricht deutliche Ausbreitungstendenzen; gleiches gilt auch für die weiteren Röhrichtarten wie Sumpfbinsen (*Eleocharis palustris*) und Aufrechter Igelkolben (*Sparganium erectum*). Unter den ansonsten weit verbreiteten **Moosarten** findet sich auch das seltenere Sternlebermoos *Riccia fluitans* s.l.. Diese guten Voraussetzungen führen zu einer artenreichen **Fauna**. Neben einer Vielzahl von **Libellenarten** (bis zu 15 Taxa) ist besonders die **Amphibienfauna** mit der Leitart Laubfrosch (*Hyla arborea*) anzuführen. Diese ist auf die sonnenexponierte Lage ohne beschattenden randlichen Gehölzaufwuchs, aber mit Sitzwarten in naher Entfernung, sowie die angrenzenden frost-

sicheren Winterquartiere z. B. im Wald bzw. am Waldrand angewiesen.

Fazit:

Dieses Gewässer zeichnet sich durch seine Strukturvielfalt, relativ gute hydrochemische Verhältnisse und ein positives Umfeld aus, weshalb es sich als hervorragendes Laubfrosch-Gewässer entwickelt hat. Die geringe Größe und Wassertiefe fördert allerdings die Verlandungsdynamik, was bei fehlenden menschlichen Eingriffen in einigen Jahren zum Zuwachsen der derzeitigen Wasserfläche mit Röhricht und dem weitgehenden Verlust seiner Lebensraumqualitäten führen wird. Das Gewässer ist als **eutrophes, eher kalkarmes, permanent wasserführendes Offenlandgewässer** einzustufen.

Kleingewässer Nr. 8

Das Kleingewässer Nr. 8 westlich von Westkirchen ist das mittlere von drei hintereinander geschalteten Gewässern, die aus einer Drainage der angrenzenden ackerbaulich intensiv genutzte Fläche gespeist werden. Der pH-Wert des gut gepufferten Gewässers liegt im neutralen bis alkalischen Bereich. Das Wasser ist infolge starker Algenentwicklung häufig sauerstoffübersättigt (max. 200 %), vom Hochsommer bis Herbst können aber auch ausgedehnte Perioden mit Sauerstoffmangel auftreten. Die O₂-Konzentrationen bewegen sich dann zwischen 0,5 und 0,1 mg/l. Um die gleiche Jahreszeit kommt auch Ammonium in erhöhten Konzentrationen vor, max. 28,5 mg/l im Oktober 1995. Bedingt durch das NH₄-NH₃-Gleichgewicht tritt toxisches Ammoniak bei den gemessenen pH-Werten in Konzentrationen auf, die für Fische und Wirbellose bereits als kritisch zu werten sind. Der zeitweilig erhöhte Nitritgehalt kann ebenfalls empfindliche Wasserorganismen schädigen. Der landwirtschaftliche Einfluss zeigt sich auch in den hohen P- Konzentrationen, die wie bei Stickstoff vor allem auf den Eintrag von Gülle, möglicherweise auch auf die Erosion der landwirtschaftlichen Flächen bei Starkniederschlägen zurückgehen dürfte. Dem Nährstoffangebot entsprechend sind auch die Messwerte von Chlorophyll a sehr hoch. Das hypertrophe Gewässer ist häufig durch Massenentwicklungen von Phytoplankton und Fadenalgen intensiv grün gefärbt.



Abb. 5: Gewässer Nr. 8 wurde durch landwirtschaftliche Einflüsse sehr stark eutrophiert und weist eine dichte Buckel-Wasserlinsendecke auf.

Die artenarme und von vielen Ruderalarten bestimmte **Flora** ist symptomatisch für das junge Alter des Gewässers. Klare Verlandungsstrukturen haben sich noch nicht ausgebildet. Einzig die die Wasserfläche vollständig deckende Buckel-Wasserlinsen-Decke (*Lemna gibba*) prägt das Bild, ist aber auch Indikator für die zuvor beschriebenen erheblichen Nährstoffgehalte des Wassers. Die **Moosflora** ist wenig bemerkenswert. Dies gilt auch für die zumeist artenarme **Fauna**, unter der nur die **Schnecken** mit 10 Arten (bezogen auf die gesamte, 3 Teiche umfassende Gewässergruppe) herauszustellen sind.

Fazit:

Eine klare Entwicklungstendenz dieses relativ jungen Gewässers bzw. der gesamten Teichkette ist derzeit nicht abzuleiten. Deutlich wird allerdings anhand der Vegetation, dass innerhalb der Teichkette eine Abnahme des erheblichen Nährstoffgehaltes stattfindet. Während im obersten Gewässer das Lemnetum gibbae alleine dominiert, sind am zuunterst liegenden Teich Röhrichtinitialen mit Aufrechtem Merk (*Sium erectum*) ebenso vorhanden wie andere Wasserpflanzenarten (*Potamogeton pusillus* agg.). Eine aus gesamtökologischer Sicht positive Entwicklung ist aber aufgrund der Nährstoffsituation nicht zu erwarten. Das mittlere Gewässer wie die gesamte Gruppe ist als (**sekundär**) **hypertrophes, kalkreiches, permanent wasserführendes Offenlandgewässer im Pionierstadium der Besiedlung** einzustufen.

Kleingewässer Nr. 9

Bei dem östlich von Sendenhorst gelegenen Kleingewässer Nr. 9 handelt es sich um einen Waldtümpel, der im Sommer regelmäßig trocken fällt. Aufgrund der starken Beschattung bleibt die Wassertemperatur stets unter 20° C. Da das Wasser gut gepuffert ist, ist der pH-Wert nur geringen Schwankungen unterworfen. Auch die Sauerstoffkonzentrationen schwanken nur schwach, das Wasser ist stark sauerstoffuntersättigt, zeitweise treten für Organismen kritische Mangelzustände ein. Der Tümpel ist kalkreich und hat eine relativ hohe Leitfähigkeit. Der Gesamtstickstoffgehalt ist ähnlich hoch wie im Gewässer Nr. 8, jedoch entfällt der größte Teil auf Nitrat, die oxidierte anorganische Form. Auffallend hohe Nitrit-Konzentrationen lassen auf zeitweilig lebensfeindliche Bedingungen für Wasserorganismen schließen. Aufgrund der relativ hohen Phosphor- und Chlorophyll-Gehalte wird Gewässer Nr. 9 als eutroph eingestuft.

Eine gerichtete Entwicklung des periodisch wasserführenden Waldgewässers ist kaum erkennbar. Seit Beginn der Beobachtungen Ende der 80er Jahre dominiert im Wasserkörper bzw. auf dem Gewässerboden eine dichte **Vegetationsdecke** aus **Wassermoosen** (*Amblystegium riparium*, *Calliergon cordifolium*), an den Ufern finden sich zerstreut die feuchtetoleranteren Kräuter des umgebenden Eichen-Hainbuchenwaldes. Einzige Tendenz ist die zunehmende Artenverarmung der kleinflächigen Röhrichtinitialen am dem Waldrand zugewandten und am besten belichteten Gewässerbereich. *Oenanthe aquatica* und *Glyceria fluitans* scheinen verschwunden zu sein. Die **Fauna** ist ausgesprochen artenarm. So scheinen **Libellen** (zumindest bodenständige) und – bis auf den relativ genügsamen Teichmolch als einzige Art – **Amphibien** zu fehlen. Die **Käfer- und Wanzenfauna** ist gleichfalls sehr arm; die Schwimmkäferart *Hydroporus memnonius* ist aber ebenso ein typischer Vertreter falllaubreicher, kalter Waldtümpel wie die Art *Suphrodytes dorsalis*.

Fazit:

Problematisch ist sicherlich die Speisung aus Oberflächenabflüssen des angrenzenden Ackers; offensichtlich führt dies zu einer beschleunigten Eutrophierung. Die relative Artenarmut der Flora und Fauna hängt aber v. a. mit den stark beschatteten Verhältnissen und der periodischen Wasser-

führung zusammen und darf in diesem Fall als standortbedingtes Charakteristikum nicht zu einer negativen Bewertung führen. Das Gewässer ist als **eutrophes, kalkreiches, periodisch wasserführendes Waldgewässer** einzustufen.

Gewässer Nr. 15

Das Gewässer Nr. 15 in Neubeckum ist vermutlich ganzjährig mit Wasser bespannt; nur für extrem regenarme, warme Sommer ist ein Austrocknen zu vermuten. Bei pH-Werten im neutralen bis leicht alkalischen Bereich schwanken die Werte der elektrischen Leitfähigkeit zwischen 48 und 74 mS/m, im Sommer erreichen sie infolge biogener Entkalkung ihr Minimum. Der Sauerstoffgehalt unterliegt deutlichen jahreszeitlichen Veränderungen; nach Massenentwicklungen von Phytoplankton, die sich in sehr hohen Chlorophyll-Konzentrationen widerspiegeln, geht die Konzentration infolge Zehrung der Biomasse bis auf 2,1 mg/l O₂ zurück. Das Angebot der Pflanzennährstoffe Stickstoff und

Phosphor ist hoch, wobei die Konzentrationen starken Schwankungen unterworfen sind und die Maxima meist im Winterhalbjahr auftreten.

Das Gewässer hat sich damit im Untersuchungszeitraum von einem an Vegetationsstrukturen reichen, eutrophen zu einem biotisch stark verarmten, polytrophen Weiher entwickelt. Die das **Vegetationsbild** anfangs dominierenden *Potamogeton natans*-Bestände sind fast verschwunden. Das Sparganietum erecti ist vollständig verdrängt worden, die Schwaden-(*Glyceria fluitans*-) und *Eleocharis palustris*-Röhrichte gehen flächenmäßig zurück. Als weitere Röhricht-Arten sind Brunnenkresse (*Nasturtium officinalis*) und Schmalblättriger Merk (*Berula erecta*) sowie Froschlöffel (*Alisma plantago-aquatica*) verschwunden sowie die eutraphente Wasserpflanzen-Art Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*). Auch die Hochstaudengesellschaften sind entweder verarmt oder wie die Binsen-(*Juncus effusus*/*Juncus acutiflorus*-)Bestände völlig verschwunden. Unter den wenigen

Tab. 8: Zusammenfassende Typisierung der Untersuchungsgewässer

Nr.	Gewässertypisierung	Verlandungsreihe	Bewertung Flora und Fauna
1	dystrophes, (sekundär) hypertroph-kalkarmes, permanent wasserführendes Offenlandgewässer im Übergang zum Waldgewässer	W: stark deckender Wasserlinsen-Bestand R: kaum vorhanden (etwas Schilf) H: stellenweise noch Binsen-Bestände G: zunehmend uferbeschattendes Weidengebüsch	(noch) relativ artenreiche Flora unterschiedlicher Ansprüche; Fauna durchschnittlich bis verarmt
5	relativ großflächiges, mesotrophes bis schwach eutrophes, kalkarmes, permanent wasserführendes Offenlandgewässer mit größeren im Sommer trockenfallenden Flachuferzonen 1999 infolge deutlicher Nährstoffanreicherung polytroph	W: verschiedene Unterwasser- und Schwimmblattgesellschaften in mosaikhafter Verteilung und Durchdringung R: größere Großröhrichtbestände, vollständig umlaufendes Kleineröhricht S: Strandlingsrasen in unterschiedlicher Artenzusammensetzung H: stellenweise artenreiche Hochstaudenfluren G: durchgehende Weiden- und Erlengebüsche, stellenweise uferbeschattend	sehr artenreiche Flora unterschiedlicher Ansprüche, zahlreiche gefährdete (Rote-Liste-)Arten; Fauna bezogen auf fast alle Gruppen artenreich
6	eutrophes, kalkarmes, permanent wasserführendes Offenlandgewässer	W: Unterwasser- und Schwimmblattgesellschaften R: umfangreiche Groß- und Kleineröhrichte S: stellenweise Strandlingsrasen H: umlaufend artenreiche Hochstaudenfluren	relativ artenreiche Flora v.a. eutraphenter Ansprüche; Fauna durchschnittlich bis artenreich
8	(sekundär) hypertrophes, kalkreiches, permanent wasserführendes Offenlandgewässer im Pionierstadium der Besiedlung	W: vollständig deckende Wasserlinsen-Decke R: kleinflächig Röhricht H: weitgehend umlaufende Hochstaudenfluren	relativ artenarme Gewässerflora, v. a. Ruderal- und eutraphente Arten; Fauna meist stark verarmt
9	eutrophes, kalkreiches, periodisch wasserführendes Waldgewässer	W: vollständig deckende Wassermoos-Bestände R: kleinflächiges Röhricht	artenarme Gewässerflora; Fauna standorttypisch artenarm
15	polytrophes, kalkreiches, permanent wasserführendes Offenlandgewässer im Übergang zum Waldgewässer	W: rückläufiger Schwimmblatt-Bestand R: stellenweise Kleineröhricht (zurückgehend) H: stellenweise Hochstaudenfluren G: zunehmend beschattende Ufergehölze	relativ artenarme Gewässerflora aus eutraphenten Arten; Fauna durchschnittlich bis verarmt

vorkommenden **Gewässermoosen** ist *Aphanorhegma patens* als bestandsgefährdete Art sommerlich trockener Uferbänke hervorzuheben. Die **Fauna** ist – wie an der anfangs reicheren **Libellenfauna** erkennbar – inzwischen ebenfalls auf wenige Ubiquisten reduziert.

Fazit:

Trotz seines grundsätzlich positiven Umfeldes (Feuchtbrache, Feuchtwald) ist dieses im Laufe der letzten Jahre in standörtlicher wie biotischer Sicht stark verarmte Gewässer ein Negativbeispiel für eine Gewässeranlageaktion. Zurückzuführen ist diese Degradation auf eine zunehmende Beschattung durch benachbarte Gehölze, v. a. aber auf starke Eutrophierung, Müllablagerung und Betreten der Ufer durch Erholungssuchende und spielende Kinder. Das Gewässer ist aktuell als **polytrophes, kalkreiches, permanent (evtl. periodisch) wasserführendes Offenlandgewässer im Übergang zum Waldgewässer** einzustufen.

Schlussfolgerungen

Aus den langjährigen Untersuchungen ausgewählter Kleingewässer in der Westfälischen Bucht liegt eine Fülle von Daten vor, die einen tiefen Einblick in die typischen standörtlichen wie biotischen Verhältnisse dieses Biotoptyps geben. Die Auswertung dieser Informationen ist noch nicht abgeschlossen; dennoch lassen sich als Zwischenbilanz folgende grundsätzliche Aussagen bestätigen bzw. ableiten:

- Trophieeinstufungen bei Kleingewässern sind anders vorzunehmen als bei Seen, da bei ersteren der Anteil der Makrophyten an der wassergebundenen Biomasse meist wesentlich höher ist als bei Seen, deren Trophie häufig allein über das Plankton (Chlorophyll a), die Sichttiefe und den produktivitätslimitierenden Nährstoff Phosphor bestimmt werden kann (LAWA 1998).
- Die hier vorgestellten untersuchten Kleingewässer lassen sich als Modellgewässer folgenden Typen zuordnen:
 - eutropher Offenlandweiher (kalkarm) (Nr. 5 bis 1998)
 - eutropher Offenlandweiher (kalkarm) (Nr. 6)

- dystroph-hypertropher Offenlandweiher (kalkarm) (Nr. 1)
- hypertropher Offenlandweiher (kalkreich) (Nr. 8)
- polytropher Offenlandweiher (kalkreich) (Nr. 15)
- eutropher Waldtümpel (kalkreich) (Nr. 9)
- Die hydrochemischen Verhältnisse von Kleingewässern korrespondieren in den frühen Entwicklungsjahren zunächst mit dem Bodensubstrat und damit mit dem lokalen naturräumlichen Potenzial. Gewässer in Sandlandschaften sind nährstoffarm bis mäßig nährstoffreich, i. d. R. kalkarm und z. T. dystroph, solche in Landschaften mit schwereren, schluffig-tonigen Böden eher nährstoffreicher sowie – bei entsprechenden geologischen Voraussetzungen – z. T. kalkreich. In Gewässern, die in landwirtschaftlich intensiv genutzten Räumen gelegen sind, findet aber durch externe anthropogene Nährstoffzuführung eine beschleunigte Eutrophierung teilweise sogar auf ein unnatürlich hohes Trophieniveau statt. Dies ist gleichbedeutend mit einer Nivellierung der Kleingewässer auch unterschiedlichster naturräumlicher Ausgangsbedingungen auf den einheitlichen Typus des eu- bis hypertrophen Gewässers, d. h. mit einer Abkoppelung der hydrochemischen und v. a. der trophischen Situation vom natürlichen Potenzial des Raumes.
- Gleichzeitig bedeutet dies, dass aufgrund der beschleunigten Entwicklung der Gewässer in den Sandlandschaften zu nährstoffreichen Typen eine längerfristige Lebensraumfunktion für oligo- bis mesotraphente Organismen ausfällt und das Ziel einer Unterstützung dieser stark bestandsgefährdeten Lebensgemeinschaft oft nicht erfüllt werden kann.
- Flora und Vegetation folgen den Veränderungen des hydrochemischen Milieus mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung; die genaue Beobachtung der Populationsentwicklung ausgewählter Indikatorartengruppen kann aber bereits frühe Hinweise auf solche standörtlichen Änderungen geben.
- Zur Beurteilung des biotischen Wertes eines Kleingewässers, d. h. seiner Bedeutung als Lebensraum für Pflanzen und Tiere, muss gerade

bei Typen extremerer Standortbedingungen neben der Flora und Vegetation auch die Fauna hinzugezogen werden. Bei Waldgewässern oder nur periodisch wasserführenden Tümpeln erweist sich eher das Vorhandensein speziell angepasster Tierarten als wertbestimmend. Hieran müssen sich auch Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen des Arten- und Biotopschutzes orientieren.

Zusammenfassung

Das vorgestellte Kleingewässer-Untersuchungsprogramm („EUMÖK-Westfalen“ = **Eutrophe Modellgewässer-Ökologie**) versucht einen Überblick über Standortbedingungen und Lebensgemeinschaften charakteristischer kleinflächiger Stillgewässertypen der Westfälischen Bucht zu erarbeiten. Zu diesem Zweck werden seit einigen Jahren ausgewählte Artenschutzgewässer im Hinblick auf ihre Hydrochemie und andere Standortbedingungen, Flora und Vegetation sowie Fauna intensiv untersucht. Typologisch ließen sich Gewässer mit mittlerem, mäßig hohem und sehr hohem Nährstoffniveau, permanenter oder periodischer Wasserführung sowie überwiegend unbeschatteter bis stark beschatteter Situation unterscheiden. Diese differierenden standörtlichen Verhältnisse werden durch eine unterschiedliche Flora und Fauna indiziert. Die Ergebnisse machen in einigen Fällen den negativen Einfluss intensiv betriebener Landwirtschaft auf angrenzenden Flächen auf die Hydrochemie und die Vielfalt wie die Zusammensetzung der Gewässer-Lebensgemeinschaften deutlich.

Literatur

BÖCKER, L. (1998): Detailuntersuchungen Tiere an 7 Kleingewässern im Kreis Warendorf und Borken. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der LÖBF/LaFAO. Mskr. 60 S. zzgl. Anhang. Recklinghausen/Norderney.

CONZE, K.-J., FRONEK, A., HÄUSLER, M., MENKE, N., SCHICK, H. & S. WINTERS (1999): Libellenerfassung an Kleingewässern und Heideweihern in der Westfälischen Bucht 1999. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der LÖBF/LaFAO. Essen.

FELDMANN, R. (1984a): Kleingewässeraktion NRW: Wissenschaftliche Untersuchung der Ergebnisse im Bereich des RP Münster 1982 bis 1984. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Münster. Menden/Münster.

FELDMANN, R. (1984b): Kleingewässeraktion NRW: Positive Zwischenbilanz. – LÖLF-Mitteilungen 9(1): 22-24.

LANAPLAN (1999): Faunistische Kleingewässeruntersuchung Westfälische Bucht. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der LÖBF/LaFAO. Nettetal/Recklinghausen.

LANAPLAN (2000): Faunistische Kleingewässeruntersuchung Westfälische Bucht. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der LÖBF/LaFAO. Nettetal/Recklinghausen.

LAWA [LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER] (1998): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. – LAWA-Empfehlungen Oberirdische Gewässer. 74 S. Schwerin.

LUA [LANDESUMWELTAMT NRW] (1995 bis 1999): Ergebnisberichte limnologischer Untersuchungen an ausgewählten Kleingewässern im Münsterland im Auftrag der LÖBF/LaFAO. Unveröff. Manuskript. Düsseldorf.

MEIER, M. (1998): Das Ökosystem „Kleinflächiges Stillgewässer“: Auswirkungen von Pflegemaßnahmen und Vorschläge für eine naturverträgliche Durchführung unter Berücksichtigung der Tierwelt. Literaturstudie. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der LÖBF/LaFAO. 169 S. Recklinghausen.

MURL [MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT NRW] (1993): Pressemitteilung vom 26.03.1993. Düsseldorf.

PARDEY, A. (1992): Vegetationsentwicklung kleinflächiger Sekundärgewässer. Untersuchungen zur Flora, Vegetation und Sukzession von Kleingewässerneuanlagen unter Berücksichtigung der Standortverhältnisse in Norddeutschland. – Dissertationes Botanicae 195: 1-178. Berlin, Stuttgart.

PARDEY, A. (1993a): Ergebnisse hydrochemischer Untersuchungen an Kleingewässern in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen. In: GLANDT, D.: Mitteleuropäische Kleingewässer. Ökologie, Schutz. Management. – Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 4: 139-144. Metelen.

PARDEY, A. (1993b): Die Berücksichtigung der langfristigen Vegetationsentwicklung in neu geschaffenen Kleingewässern für ein Gewässerschutzkonzept. In: GLANDT, D.: Mitteleuropäische Kleingewässer. Ökologie, Schutz. Management. – Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 4: 129-137. Metelen.

PARDEY, A. (1994): Entwicklung der Flora, Vegetation und Standortverhältnisse eines Artenschutzgewässers südöstlich von Warendorf. – Decheniana 147: 63-79. Bonn.

PARDEY, A. (1996): Artenschutzgewässer in der Westfälischen Bucht. Darstellung ihrer Vegetationsentwicklung und Schutzeffizienz als Ergebnis einer nach fünf Jahren durchgeführten Wiederholungskartierung (1989-1994). – Decheniana 149: 21-33. Bonn.

SCHMEDTJE, U. & M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft. 4/96: 1-543. München.

SCHMIDT, C. (1999): Die Bryophyten von 11 Artenschutzgewässern in den Kreisen Warendorf und Gütersloh. Übersicht und Vergleich der Kartierungsergebnisse der Jahre 1996 und 1999. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der LÖBF/LaFAO. 45 S. Recklinghausen.

SCHWARTZE, M. (1998): Faunistisches Gutachten für das Gebiet „Vohrener Mark/Römerweg“ unter besonderer Berücksichtigung der Vögel (Aves), Lurche (Amphibia), Libellen (Odonata), Heuschrecken (Saltatoria). – Unveröff. Gutachten im Auftrag der LÖBF/LaFAO. Recklinghausen, Münster.

SOLGA, A. (1999): Detailerhebungen der Moose in 6 Heideweiern und 14 Kleingewässern in den Kreisen Warendorf, Borken, Münster, Coesfeld und Steinfurt. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der LÖBF/LaFAO. 57 S. und Anhang. Bonn/Recklinghausen.

4.4 Die Sanierung des Schlossgrabens in Münster

Dr. Hannes Schimmer (StUA Münster)

Problemstellung

Der Schlossgraben wurde um 1760 als ein Teil der ehemaligen Stadtgräben in die Parkanlage des Schlosses in Münster integriert. Seine Innenstadt-lage und der optische Einfluss auf die Schlosskulissee verleihen ihm Bedeutung für das Stadtbild Münsters. Seine Morphologie ist durch die nahezu symmetrische, einem Fünfeck ähnelnde Form bestimmt (Abb. 1). Bei einer Länge von ca. 1,7 km beträgt die mittlere Breite etwa 25 m. Dies ergibt eine Wasserfläche von ungefähr 4,3 ha. Die maximale Wassertiefe liegt bei 1,8 m, es gibt aber auch ausgedehnte Verlandungszonen mit wenigen cm Wasserbedeckung. Die Faulschlammschicht weist Mächtigkeiten zwischen 50 und 90 cm auf (SCHMIDT 1995).

Seine Eutrophierung und regelmäßige Fischsterben rücken den Schlossgraben nicht erst heute ins öffentliche Interesse. Auch schon 1926 wurde beklagt: „Der Schlossgraben, so wertvoll er auch durch die geschichtlichen Erinnerungen geworden sein mag, so hässlich zeigt er sich mit seiner trüben Wasserfläche, die im Frühjahr über und über mit Algen sich bezieht, um im Herbst das faule Laub aufzunehmen und einen recht üblen Gestank in den Himmel hinaufzusenden“ (STADT MÜNSTER 1993).

In unserer Zeit kamen zu diesen Belastungen die Einleitungen verschmutzten Oberflächenwassers aus der Trennkanalisation hinzu, das über den Schlossgraben zur Münsterschen Aa abfließt. Der Schlossgraben hat, im Gegensatz zu seiner ursprünglichen Bedeutung, in heutiger Zeit zwei

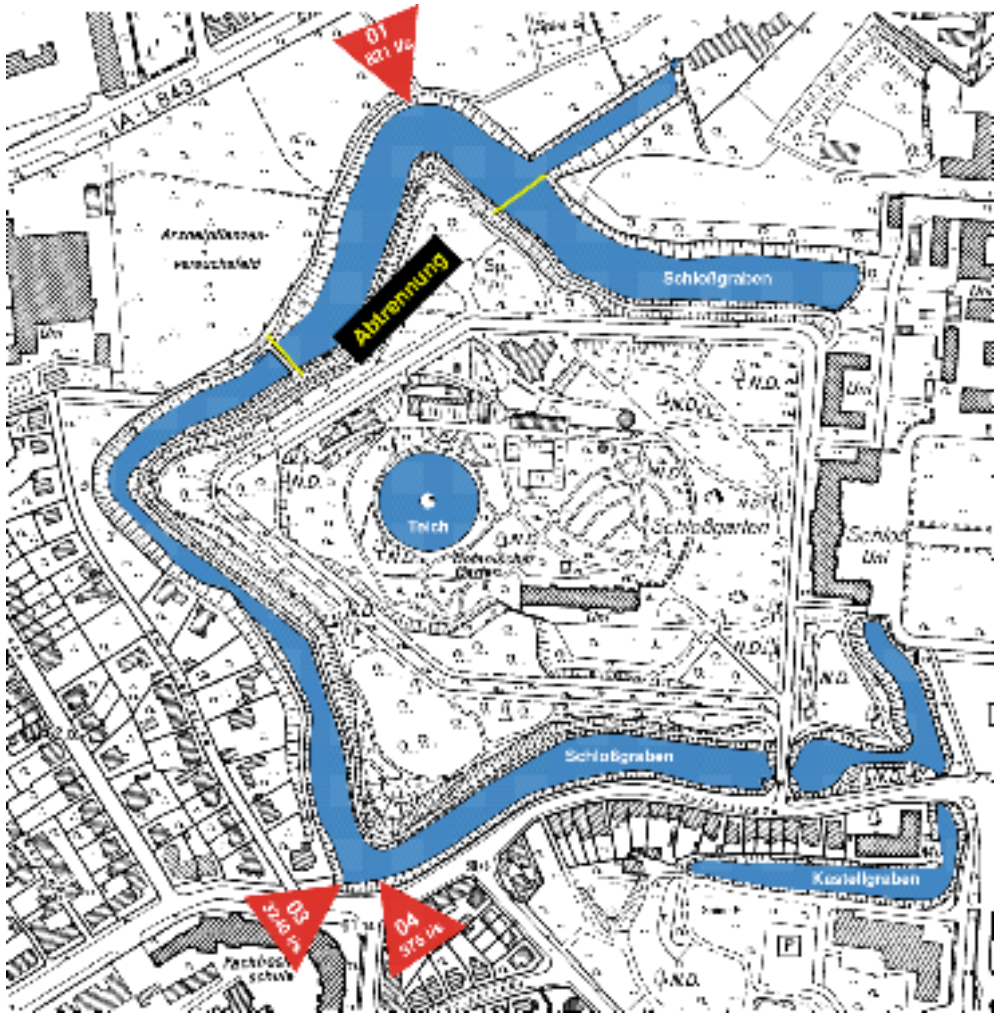


Abb. 1: Der Schlossgraben in Münster mit den drei wichtigsten Einleitungsstellen der Regenwasserkanalisation

Hauptnutzungsarten zu erfüllen, die sich unvereinbar gegenüberstehen. Dies sind zum einen ein intakter Natur- und Erholungsraum im innerstädtischen Bereich und zum anderen die Verwendung als Regenrückhalte- und Klärbecken zur Verringerung der Abflussspitzen bei Starkregen (SCHMIDT 1995). Im Folgenden soll über laufende und gescheiterte Maßnahmen berichtet werden, die diesen Nutzungskonflikt entschärfen sollen.

Belastungsquellen

Der Schlossgraben verfügt über ein oberirdisches Einzugsgebiet mit einer Gesamtfläche von 76 ha, aus dem sich ein rechnerischer Regenwasserabfluss von 4,5 m³/s aus den insgesamt 6 Einleitungsstellen der Regenwasserkanalisation in den Schlossgraben ergibt. Über einen Überlauf zur Münsterschen Aa kann das Wasser zeitlich stark verzögert ablaufen.

Das Einzugsgebiet umfasst neben Schloss und Schlossgarten dichte innerstädtische Bebauung im Bereich stark befahrener Einfallstraßen. Im Bereich der Schlosses (Hindenburgplatz) ist mit einem Verkehrsaufkommen von etwa 35.000 Fahrzeugen pro Tag zu rechnen. Die Straßenabwässer aus dem Einzugsgebiet werden unbehandelt in den Schlossgraben abgeleitet. Neben nicht unerheblichen Mengen an absetzbaren Stoffen gelangen über die Straßenabwässer Schwermetalle in das Gewässer. Diese Schwermetalle stammen vor allem aus dem Abrieb von Reifen, Bremsen und Kupplungsbelägen. Setzt man die von ROTT und SCHLICHTIG (1994) ermittelten Zahlen für die Belastung der Abflüsse befestigter Flächen ein, so werden auf der befestigten Fläche des Schlossgrabeneinzugsgebietes 247 kg/min an abfiltrierbaren Stoffen mobilisiert, von denen 43 kg/min zum Abfluss im Trennsystem kämen.

Eine zentrale Behandlung des anfallenden Wassers ist im vorliegenden Fall kaum zu verwirklichen, da der hohe Platzbedarf kaum mit den Rahmenbedingungen der engen innerstädtischen Bebauung in Übereinstimmung zu bringen ist. Dezentrale Maßnahmen wie Versickerung oder Nutzung des Regenwassers von Dachflächen sind unter den genannten Rahmenbedingungen ebenfalls kaum denkbar. Die intensivierte Reinigung von Straßen und Gullys ist zwar in jedem Fall sinnvoll, die Effizienz ist bei hohen Kosten jedoch unklar.

Neben der beschriebenen Belastung spielt der auf vielen innerstädtischen Gewässern zu beobachtende hohe Wasservogelbestand und der Eintrag von Falllaub eine wesentliche, aber kaum zu quantifizierende Rolle bei den Einträgen. Als flankierende Maßnahme wurde auf eine Aufklärung der Bevölkerung hinsichtlich der Fütterung von Wasservögeln und eine Verringerung des Eintrags von Pflanzmaterial aus dem Parkgelände hingewirkt.

Sanierungsziele

Ziele der angestrebten Sanierung sind:

- ⇒ den Wasserkörper wieder zu vergrößern
- ⇒ den Faulschlamm und die dadurch entstehenden Probleme wie Sauerstoffschwund und Schwefelwasserstoffbildung zu beseitigen
- ⇒ die Eintragspfade auf Minderungsmöglichkeiten zu untersuchen.

Nach einer Abschätzung des Sanierungsumfangs war vor allem eine Wertung der in Frage kommenden Sanierungsmethoden durchzuführen. Die bekannten Methoden der mechanischen Beseitigung der akkumulierten Schlammmenge warfen erhebliche Probleme bei der Durchführung und der anschließenden Deponierung des anfallenden Materials auf, obwohl keine Kontamination (Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe) gefunden wurde, die eine Verwendung nach den Maßgaben der Klärschlammverordnung unmöglich gemacht hätte. Trotzdem fanden sich bei den Schwermetallgehalten durch jahrzehntelange Akkumulation Werte, die um ein Vielfaches über den zu erwartenden Hintergrundwerten liegen (SCHMIDT 1995). Abbildung 2 zeigt die zunehmende Schwermetallbelastung der jüngeren, weiter oben liegenden Sedimente deutlich. Die Klassifizierung nach dem System von MÜLLER (1979) setzt die Schwermetallbelastung eines unbelasteten Tongesteins aus dem geogenen Einzugsgebiet der Probe gleich 0. Die Anreicherung gegenüber diesem natürlichen Zustand wird durch die I_{geo}-Klassen 1-6 beschrieben. Für das Element Blei konnte, gegenüber der geogenen Hintergrundbelastung, eine Anreicherung um den Faktor 26 auf bis zu 678 mg/kg festgestellt werden.

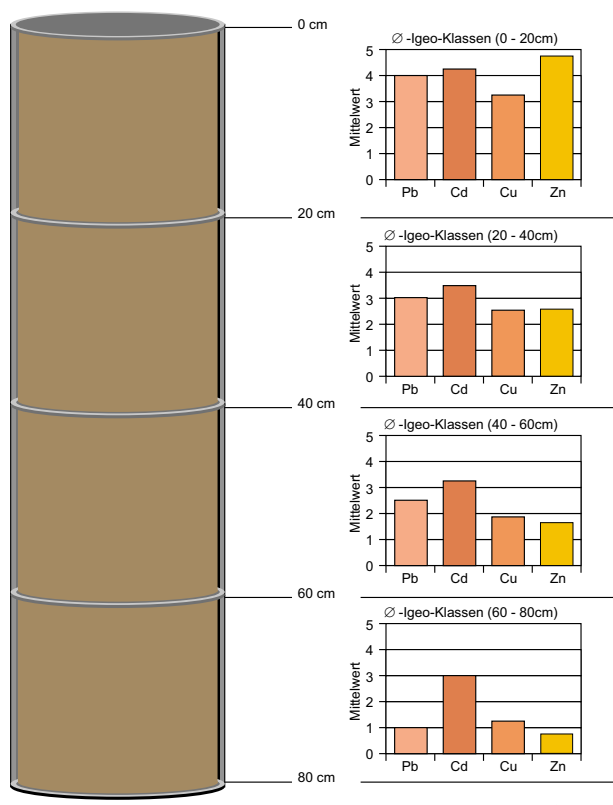


Abb. 2: Schwermetallanreicherung in einem durchschnittlichen Schlossgraben-Sedimentkern (Tiefe 0 – 80 cm) (SCHMIDT 1995 verändert)

Die Sanierung

Durch die Liegenschaftsverwaltung der Bezirksregierung Münster als Grundeigentümer wurde eine neue Methode zur biologischen Sanierung von stehenden Gewässern favorisiert. Hierbei sollte unter Zugabe einer speziellen Bakterienmischung der Wasser- und Sedimentkörper stark belüftet werden, um den biologischen Abbau fäulnisfähigen Schlammes zu fördern.

1. Versuch

In Absprache mit der ausführenden Firma wurde mit Hilfe von „Teichfolie“ eine Dreiteilung des zu sanierenden ersten Abschnittes durchgeführt (Abb. 1). Hier sollte die Effektivität der Sanierung in den Varianten Belüftung mit und ohne Bakterieneinsatz mit einer Nullvariante, bei der keinerlei Eingriff erfolgt, verglichen werden. Diese Vorgehensweise wurde erforderlich, da die bisherigen Sanierungen mit diesem Verfahren in keinem Fall ausreichend dokumentiert wurden. An der Veränderung der Sedimentdicke und der Beschaffenheit des Sedimentes

sollte das Sanierungsergebnis dokumentiert werden. Gleichzeitig wurden Schwermetallgehalte, Glühverlust und Wassergehalt aus je einer Mischprobe über das gesamte Profil ermittelt. Nachdem sich der Einsatz der Lüfter durch technische Probleme bis in den Spätsommer 1995 verzögert hatte, wurde in Absprache mit dem Auftragnehmer auf das Ausbringen der Bakterien in 1995 verzichtet. Diese Bakterien wurden vom Auftragnehmer aber nach wie vor als integraler Bestandteil des Verfahrens angesehen. Der Winter 1995/1996 wurde für eine technische Verbesserung der Lüfter genutzt, worauf die Sanierung im Frühjahr 1996 erneut anließ. Nachdem die vereinbarte Betriebssicherheit auch 1996 nicht erreicht werden konnte, wurde die Sanierung Ende Juni 1996 abgebrochen ohne dass am Zustand des Schlossgrabens eine mess- oder sichtbare Änderung eingetreten wäre.

2. Versuch

Zum Jahreswechsel 1998 wurde ein erneuter, erfolgsversprechenderer Sanierungsversuch in einem Teilbereich des Schlossgrabens vorgenommen. Hierbei wurde die klassische Saugbaggermethode zur Entnahme von Feststoffen aus Gewässern mit der Stoffklassierung durch einen mobilen Hydrozyklon gekoppelt. Im Hydrozyklon wird das zu trennende Gut (hier die Schlamm-suspension) durch Ausnutzung der Zentrifugalkräfte rein mechanisch klassiert. Im Hydrozyklon wurde in eine grobe Müllfraktion, eine Sandfraktion und eine organische Fraktion getrennt. Bis zu 15 m³ Feststoff können so pro Stunde aus dem Pumpengut herausgetrennt werden. Das anfallende Wasser wurde wegen der organischen und anorganischen Restbelastung über die Abwasserkanalisation in die Zentralkläranlage geleitet. Probleme gab es im wesentlichen mit Müll, der Schneidwerk und Pumpe des Saugbaggers mehrfach beschädigte. Entsorgt werden musste lediglich die Müllfraktion in der sich grobe Holzreste, Steine und Siedlungsmüll (Flaschen, Dosen) befanden, die Sand- und die organische Fraktion konnten, nachdem Untersuchungen die Unbedenklichkeit bestätigt hatten, weiterverwendet werden. Mit dieser Methode wurden 932 m³ Feststoff entnommen, wodurch sich der Zustand des Schlossgrabens im sanierten Abschnitt deutlich verbessert hat.

Ausblick

Mit Beginn der Sanierungsversuche begannen intensive Gespräche mit der Stadt Münster als Betreiber der Regenwasserkanalisation. Im Zuge der Verlängerung der Einleitungsgenehmigungen sollten Maßnahmen ergriffen werden, um auch von dieser Seite die Einträge in den Schlossgraben zu vermindern. Die Überlegungen mündeten inzwischen in konkrete Planungen die im Folgenden kurz vorgestellt werden sollen.

Der Umbau der Einleitungsstelle 01 steht unmittelbar bevor, hier wird über ein Trennbauwerk der kritisch verschmutzte erste Abflusstoß (Q_{krit}) in einen Nebenarm des Schlossgrabens eingeleitet. Dieser Nebenarm wird als Sedimentationsbecken mit einer ins Landschaftsbild passenden Überlaufschwelle und einer Möglichkeit zur (regelmäßigen) technischen Entschlammung ausgerüstet werden. Für den zweiten größeren Abschlag (03) wird die Möglichkeit in Erwägung gezogen, die Wassermenge Q_{krit} in einer Rohrleitung durch den Schlossgraben hindurch direkt in die Münstersche Aa einzuleiten. Die räumlichen Bedingungen lassen den Bau eines Absetzbeckens nicht zu.

Die Belüftung des Wasserkörpers wird bis zum heutigen Tage in Eigenregie fortgesetzt, wodurch bisher das Auftreten erneuter Fischsterben verhindert werden konnte.

Nach Möglichkeit soll die Sanierung nach dem vorgestellten Verfahren fortgesetzt werden. Die Kosten liegen etwa bei rund 1000 DM pro Tonne Trockensubstanz. Unter Randbedingungen, die wie im vorliegenden Fall den Transport der Wasser-Schlamm Suspension und/oder die Einrichtung eines Polders nur unter größten Schwierigkeiten zulassen, stellt das Verfahren eine echte Alternative zu den herkömmlichen Baggerverfahren mit Kosten von 6 – 60 DM/m³ (DVWK 1988) Nassschlamm dar. Beim Vergleich der Kosten ist zu berücksichtigen, dass hier Wasser/Schlamm im Verhältnis von etwa 9/1 gepumpt werden und ein Schlamm-polder längere Zeit bis zum Abtrocknen des Schlammes aufrechterhalten werden muss und der angefallene, unklassierte Schlamm auf geeignete Weise verwertet werden muss.

Die biologische Sanierung mit eigens gezüchteten Bakterien hat weder die Dicke noch die Beschaffenheit der Faulschlamm-schicht beeinflusst und ist somit als gescheitert anzusehen.

Literatur

- DVWK (1988): Nr. 213, Sanierung und Restaurierung von Seen. DVWK, Bonn 30 S..
- MÜLLER, G. (1979): Schwermetalle in Sedimenten des Rheins – Veränderungen seit 1971. Umschau H. 24. S. 778.
- ROTT, U. & SCHLICHTIG, B. (1994): Regenwassernutzung – Ein Beitrag zum Gewässerschutz oder eine Gefährdung unserer Wasserversorgung. Wasser und Boden 11 S. 11-14.
- SCHMIDT, A. (1995): Anthropogene Schwermetallbelastung in aquatischen Systemen am Beispiel eines Still- und eines Fließgewässers des Münsterlandes. FH Münster 134 S..
- STADT MÜNSTER (1993): Historischer Umweltatlas der Stadt Münster.

A black and white photograph of a forest stream. In the foreground, a large, dark tree trunk stands on the right bank, partially obscuring the view. The stream flows from the background towards the foreground, with some rocks visible in the water. The banks are covered with dry leaves and twigs. The background shows a dense forest of tall trees.

5 Gewässerversauerung

5.1 Untersuchungen zur Gewässerversauerung in Nordrhein-Westfalen

Heike Kielbassa, Prof. Dr. Günther Friedrich LUA & Massimo Morpurgo, Bozen/Italien

Einleitung

Seit Beginn der 60er Jahre wurden Versauerungserscheinungen an Seen und Fließgewässern in Nordamerika und Nordeuropa ökologisch und fischereilich so relevant, dass in manchen Gewässern nicht mehr geangelt werden konnte. Zugleich wurden die sogenannten Neuartigen Waldschäden, auch Waldsterben genannt, in Deutschland zu einem umweltpolitisch und wirtschaftlich relevanten Thema, das sie bis heute geblieben sind. Die Gewässerversauerung hat diesen Stellenwert in Deutschland nicht erhalten, obwohl es in manchen Regionen erhebliche ökologische Probleme gab. Sie betrafen insbesondere Gebiete mit kalkarmen Gesteinen und den dazugehörigen schwach gepufferten Gewässern ohne Abwassereinleitungen. Abwassereinleitungen führen in der Regel zur Erhöhung des Neutralisationsvermögens. Damit verschwinden die Versauerungserscheinungen. In Nordrhein-Westfalen waren daher vor allem die kleinen, sauberen Oberläufe in der Eifel, im rechtsrheinischen Schiefergebirge und in den Sandgebieten der Senne am Teutoburger Wald und einige Talsperren als versauerungsgefährdet einzustufen. In Zusammenarbeit mit der damaligen Landesanstalt für Ökologie (LÖLF) wurde in einer Arbeitsgruppe ein Messprogramm gestartet. Es läuft bis heute an zwei Bächen im Sauerland, der Zinse und dem Elberndorfer Bach im Raum Hilchenbach. Dort gibt es erhebliche Baumschäden und die LÖBF betreibt dort eine Immissionsmessstelle.

Erste Untersuchungen ergaben, dass tatsächlich nur in einigen sehr sauberen Oberläufen rezente Versauerung festzustellen ist. Indiziert wird der Säurestatus vorwiegend durch jährlich mehrfache biologische Untersuchungen und zwar des Makrozoobenthos und der ebenfalls benthischen Kieselalgen. Natürlich gehören zum Messprogramm auch chemische Analysen des Wassers und Abflusserhebungen. Insbesondere das bei niedrigen pH-Werten toxische Aluminium wird sorgfältig untersucht. Die Kenntnis der Abflussverhältnisse ist deshalb von besonderer Bedeutung, weil der pH-Wert bei Basisabfluss vielfach etwas höher liegt als bei erhöhten Abflüssen. Besonders nach Starkniederschlägen im Sommer und bei der Schneeschmelze

im Frühjahr treten Säureschübe auf, denn diese Abflüsse bestehen zu einem viel größeren Teil aus reinem Niederschlagswasser, das natürlicherweise leicht sauer ist. Daher kann ein Bach auch episodisch sauer sein.

Die beiden Bäche im Sauerland, Zinse und Elberndorfer Bach wurden 1986 als Beitrag von NRW in das internationale Messprogramm Gewässerversauerung der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (ECE) übernommen. Ziel dieses internationalen Messprogramms ist die „Langzeitdokumentation von Auswirkungen der Gewässerversauerung in Europa“. Insgesamt wird innerhalb eines Jahres dreimal das Makrozoobenthos und die Diatomeen untersucht. Die chemischen Parameter werden monatlich gemessen, zusätzlich wird noch der Abfluss ermittelt. Die Ergebnisse der Untersuchungen werden jährlich über die deutsche Koordinationsstelle, das bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft (SCHNELLBÖGEL et al. 1995), an die Zentrale in Norwegen weitergeleitet, wo dann die internationale Auswertung vorgenommen wird.

Die Auswirkung der Versauerung ist eine starke Verarmung der biologischen Lebensgemeinschaften der Bäche. So wirken sich z. B. niedrige pH-Werte negativ auf das Schlüpfen der Regenbogenforellen und Bachforellen aus dem Ei aus. Viele Tier- und Pflanzenarten können in sauren Gewässern nicht leben. Die am Gewässergrund lebenden wirbellosen Tiere (Makrozoobenthos) sind unterschiedlich empfindlich gegenüber den pH-Werten. Manche Arten besitzen eine breite pH-Toleranz, andere sind dagegen sehr säureempfindlich. Diese Schädigung der Gewässer kann, im Gegensatz zur organischen Belastung, mit dem Saprobienindex nicht erfasst und bewertet werden. Die Gewässerversauerung wird auch auf den ersten Blick nicht erkannt, weil die versauerten Gewässer klar und sauber wirken. Mit chemisch-physikalischen Methoden können versauerte Gewässer nur durch zahlreiche, wiederholte Messungen identifiziert werden.

Entsprechend ihrer unterschiedlichen Toleranz gegenüber Säuren wurde den wichtigsten Bergbach-Organismen (ca. 160 Taxa) einen Zeigerwert von 1 bis 4 (säureempfindlich bis säureresistent) zugeordnet. Die nachfolgend verwandte Klassi-

fikation des Säurestatus für Fließgewässer beruht auf den Arbeiten von BRAUKMANN und Anderen (BRAUKMANN 1992).

- Klassen der Säureempfindlichkeit der Indikatorarten:
1. säureempfindlich: nur in permanent nicht sauren Gewässern vorkommend

2. mäßig säureempfindlich: auch in leicht sauren Gewässern vorhanden

3. säuretolerant: vertragen stärkere periodische Säureschübe

4. säureresistent: auch in permanent sauren Gewässern noch lebensfähig, oft wegen fehlender Konkurrenten häufiger als in weniger sauren Bächen

Auch die Kieselalgen (Diatomeen) werden zur Klassifikation des Säurestatus herangezogen (CORING 1999).

In Nordrhein-Westfalen wurden kleine Fließgewässer seit 1982 biologischen und chemischen Untersuchungen unterzogen und zwar in der Senne, dem Sieger- und Sauerland (Rothaargebirge) (SCHIMMER, HEITKAMP & FRIEDRICH (1991), FRIEDRICH & HESSE 1991) sowie in der Eifel durchgeführt worden (StUA Aachen, MORPURGO 1996).

Untersuchungsgebiete

Drei verschiedene Untersuchungsgebiete sind auf der Grundlage einer Ermittlung der gewässer-versauerungsgefährdeten Gebiete in Nordrhein-Westfalen ausgewählt worden.

1. Gebiet der Senne; Einzugsgebiet Ems: Es handelt sich um ein kalkarmes Sandergebiet südwestlich des Teutoburger Waldes. Einige saure und nicht saure Quellbäche der Senne sind in den Jahren 1985 und 1986 chemisch von

REINHARDT (1986) und biologisch von ROMMELMANN (1987) untersucht worden. Sie sind 1996 von MORPURGO erneut untersucht worden, sowie nachfolgend vom StUA Minden.

2. Naturraum Rothaargebirge: Die Untersuchungs-gewässer Elberndorfer Bach und Zinse liegen ca. 2 – 6 km nordwestlich der Stadt Erndtebrück und münden in die Eder. Der geogene Hintergrund wird durch relativ basenarme unterdevonische Grauwacken, Schiefer, Quarzite und Sandsteine gebildet.
3. Gebiet der Eifel; Einzugsgebiet Rur: Die Eifel besteht als Teil des rheinischen Schiefergebirges vorwiegend aus silikatischen Gesteinen. Es handelt sich um einen schwach besiedelten, waldreichen Mittelgebirgsbereich. Ein großer Teil der Wälder besteht aus Fichtenmonokulturen. Die Rur entspringt zudem noch in einem vermoorten Einzugsgebiet.

Ausgewählte Ergebnisse der Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen

Rothaargebirge

Säureschübe bei Schneeschmelze und Starkregen führen zu schwankenden Säuregraden. Während der Elberndorfer Bach im Mai und September 1998 der Kategorie 2 „episodisch schwach sauer“ zugeordnet werden konnte, fällt er im Dezember 1998 in die Kategorie 3 „periodisch kritisch sauer“ zurück (Tab. 1). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass im Spätherbst 1998 heftige, zum Teil lang anhaltende Hochwässer auftraten und die Zoozönose insgesamt ungewöhnlich individuen- und artenarm zusammengesetzt war. Eine vergleichbare Entwicklung wurde auch in der Zinse beobachtet.

Beide Bäche sind im Vergleich zu anderen Bächen artenarm, wobei die Artenarmut in der Zinse besonders deutlich hervor tritt. Säuresensible

Gewässer	1995 – 1996	1998	1999
Elberndorfer Bach (ECE-Probestelle)	Episodisch schwach sauer	Episodisch schwach sauer Herbstzustand: Permanent sauer	Episodisch schwach sauer
Zinse (ECE-Probestelle)	Permanent sauer	Permanent sauer	Permanent sauer

Tab. 1:
Fließgewässer im
Rothaargebirge

Indikatoren des Makrozoobenthos wie Schnecken und Muscheln (Mollusken) oder Bachflohkrebse (Gammariden) wurden in beiden Bächen nicht nachgewiesen. Eine Ausnahme bildet der säuretolerante Grundwasserkrebs *Niphargus spp.* in der Zinse. Die Eintagsfliegenlarven (Ephemeropteren) fielen in der Zinse ebenfalls vollständig aus.

Die Zusammensetzung der Kieselalgenflora wurde an den Probestellen der Zinse und des Elberndorfer Baches ebenfalls an drei Terminen pro Jahr untersucht. Analog zur Makrofauna sind auch die Diatomeengesellschaften der Probenstellen stark verarmt und wenig divers (CORING 1999).

Im Längsverlauf der Zinse ist ein ausgeprägte Gradient zu beobachten. Vor allem im Quellbereich werden die Gesellschaften nahezu ausschließlich von säuretoleranten bzw. säureresistenten Formen gebildet. Das Vorkommen von *Eunotia exigua* und weiteren Eunotien weist auf huminsaurer Einflüsse im Umfeld hin. Die Zusammensetzung der Kieselalgen-gesellschaft im weiteren Fließverlauf zeigt einen sukzessiven Rückgang der Säurebelastung an, ohne dass auch nur annähernd dauerhaft neutrale Verhältnisse erreicht werden.

Die Kieselalgen-gesellschaften des Elberndorfer Baches weisen im Vergleich zur Zinse weniger säuretolerante Arten auf. Lediglich im Frühjahr dominiert im Oberlauf *Eunotia exigua*. Im weiteren Verlauf des Jahres nimmt der Anteil dieser Art ab. Diese Tatsache weist auf die große Bedeutung der Schneeschmelze für das Versauerungsgeschehen im Elberndorfer Bach hin.

Die Untersuchungen wurden von CORING (fortlaufend) und MORPURGO (1995/1996) durchgeführt.

Senne

Die untersuchten Quellbäche der Senne (Krampsbach, Ölbach (Abb. 1) und Bärenbach) sind 1995 – 1996 auf der Grundlage des Makrozoobenthos als permanent sauer (Säurezustandsklasse 4) bewertet worden (Tab. 2). Die Makrozoobenthos-Gemeinschaften dieser Quellbäche sind stark verarmt und bestehen nur aus wenigen säureresistenten Arten: Den Steinfliegenlarven *Leuctra nigra*, *Nemoura spp.*, *Nemurella pictetii*, der Schlammfliegenlarve *Sialis fuliginosa* und der Köcherfliegenlarve *Plectrocnemia conspersa* (alle mit Zeigerwert 4, permanent sauer und nach



Abb. 1: Aluminiumausflockung am Ölbach

Starkregen im Sommer und Herbst in den sauren Bereich absinkend.). Auch ROMMELMANN (1987), der diese Fließgewässer 10 Jahre vorher untersucht hat, konnte die gleichen Arten nachweisen. Zur Ölbachquelle sei auch auf den nachstehenden Aufsatz von KIRCHHOFF verwiesen (Kap. 5.2).

Die Untersuchungen 1995/1996 wurden von MORPURGO durchgeführt.

Die gemessenen pH-Werte von 5,6 – 6,9 lagen im Gegensatz zur biologischen Besiedlung relativ hoch. Die Messungen konnten allerdings nur im Winter 1995 – 1996 bei Niedrigwasser durchgeführt werden. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass in dieser Jahreszeit bei Basisabfluss der pH-Wert ungefähr im neutralen Bereich bleibt und erst im Frühling mit der Schneeschmelze absinkt.

Tab. 2: Fließgewässer in der Senne

Gewässer	1995 – 1996	1999
Sprungbach	Episodisch sauer	Episodisch sauer
Krampsbach	Permanent sauer	Permanent sauer
Schnakenbach	Episodisch sauer	Episodisch sauer
Ölbach	Permanent sauer	Permanent sauer
Bärenbach	Permanent sauer	Permanent sauer

Eifel

Aufgrund der Untersuchungsbefunde von 1999 durch das StUA Aachen hat sich seit den Untersuchungen von MORPURGO 1995/96 keine Veränderung ergeben. Weiterhin sind 4 der 17 untersuchten, besonders versauerungsgefährdeten Gewässer in der Eifel als sauer einzustufen: Dreilägerbach, Roter Wehebach und Saarcherbach (= Säurezustandsklasse 3 = periodisch sauer). Abweichend von den Ergebnissen der Untersuchungen 1995/96 kann die Rur an der Staatsgrenze Kalterherberg jetzt in die Säurezustandsklasse 2, d. h. episodisch schwach sauer eingestuft werden (Tab. 3).

Tab. 3: Fließgewässer in der Eifel

Gewässer	1995 – 1996	1999
Roter Wehebach	Periodisch sauer	Periodisch sauer
Dreilägerbach	Periodisch sauer	Periodisch sauer
Saarcher Bach	Periodisch sauer	Periodisch sauer
Rur (Staatsgrenze Kalterherberg)	Periodisch sauer	Episodisch schwach sauer

Die Makrozoobenthos Gemeinschaften der übrigen Bäche sind verarmt und bestehen vorwiegend aus säuertoleranten und säureresistenten Arten von Steinfliegenlarven (Plecoptera), Köcherfliegenlarven (Trichoptera) und Strudelwürmern (Turbellaria). Die in diesen Bächen gemessenen pH-Werte von 4,7 bis zu 6,2 stimmen mit den biologischen Befunden überein. Im Saarscher Bach wurden die niedrigsten pH-Werte 4,7 und 4,9 gemessen, auch dort konnten keine Eintagsfliegenlarven nachgewiesen werden.

Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass das Einzugsgebiet der Eifelbäche z. T. in Mooregebieten mit natürlicherweise niedrigen pH-Werten liegen.

Zusammenfassung

Aufgrund der Untersuchungen ist festzustellen, dass die drei Quellbäche in der Senne, die vor 10 Jahren als sauer bewertet wurden, nach wie vor permanent sauer sind.

Im Rothaargebirge ist die Zinse stärker von der Gewässerversauerung betroffen als der Elbern-

dorfer Bach, wobei in beiden Gewässern ein mit zunehmender Quellentfernung abnehmender Gradient der Säurebelastung besteht. Zusätzlich sind im Quellbereich der Zinse huminsaurer Einflüsse wirksam, was anhand der nur dort vorgenommenen Analyse der Kieselalgen belegt wird (CORING 1998). Beide Bäche werden weiterhin regelmäßig im Rahmen des internationalen ECE-Messprogramms überwacht, denn Gewässerversauerung ist ein Prozess, der sich über lange Zeit hinzieht. Er lässt sich prinzipiell nicht allein durch aktuelle Messungen des Ist-Säurezustandes erfassen, sondern nur durch den Vergleich heutiger biologischer und chemischer Daten mit solchen aus der Vergangenheit.

Es ist also erforderlich, die sauren oder versauerungsgefährdeten Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen auch in Zukunft weiter zu untersuchen, um die Entwicklung erkennen zu können.

Literatur

BRAUKMANN, U. (1992): Gewässerversauerung - Biologische Indikation des Säurezustandes kleiner Fließgewässer. - in Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg: Gütezustand der Gewässer in Baden-Württemberg Nr. 7; Zustandsuntersuchungen auf biologisch-ökologischer Grundlage, Karlsruhe.

CORING, E. (1999): Säuregrad - Indikation mit Diatomeen.- In: V. TÜMLING & FRIEDRICH (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung, Gustav Fischer Jena S.298-305.

CORING, E. (1999): Untersuchungen von Kieselalgen und benthischen Makroinvertebraten im Sauerland zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern - hier: Elberndorfer Bach und Zinse im Untersuchungsjahr 1999. unveröff. Bericht im Landesumweltamt.

FRIEDRICH, G. & K.-J. HESSE (1991): Gewässerversauerung in Nordrhein-Westfalen. In: Landesumweltamt NRW, Jahresbericht '90, S. 37-43.

MORPURGO, M. (1996): Säurezustand von kleinen Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen auf der Grundlage des Makrozoobenthos. Untersuchungen 1995-1996 in der Eifel und Senne, unveröff. Bericht im Landesumweltamt

REINHARDT, H.D. (1986): Untersuchungen zur Aciditätsbelastung der Quelle und des Grundwassers in der Senne; Interner Untersuchungsbericht Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft Minden.

ROMMELMANN, J. (1987): Vergleichende ökologische Untersuchungen der Makroinvertebraten-Fauna versauerter und nicht versauerter Quellbäche der Senne (Ostwestfalen); Diplomarbeit Universität Göttingen.

SCHIMMER, H. & G. FRIEDRICH (1990): Die Auswirkungen der Gewässerversauerung auf die Makrozoobenthosfauna ausgewählter Mittelgebirgsbäche im Sauer- und Siegerland. Lauterbornia 5, 49-66, Dinkelscherben.

SCHIMMER, H.; U. HEITKAMP & G. FRIEDRICH (1990): The effects of acidification on the macroinvertebrate fauna in selected mountain brooks in Sauer- and Siegerland. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, S. 1835-1838.

SCHNELBÖGL, G.; G. BURKL & J. WIETING (1995): Versauerung von oberirdischen Gewässern in der Bundesrepublik Deutschland. Beitrag zum internationalen Überwachungsprogramm im Rahmen der Luftreinhalte-Konvention der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen Europa (ECE). Gefördert durch das Umweltbundesamt, Berlin. Koordination: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

5.2 Die Ölbachquelle: sauber, sauer und seltsam schön

Dr. Norbert Kirchhoff (StUA Minden)

Der Ölbach entspringt nordwestlich von Augustdorf in einer Höhe von 165 m über NN in der Senne in einem stark eingetieften Kastental im Naturschutzgebiet „Ölbachtal“ (Abb. 1). Der Ölbach gehört zum Einzugsgebiet der Ems.



Abb. 1: Das Naturschutzgebiet „Ölbachtal“

Die Senne ist eine überwiegend von Sanden geprägte Landschaft am Südwesthang des Teutoburger Waldes. Wegen ihrer ungünstigen Immissionslage wird sie durch luftbürtige Schadstoffe aus den Industrieregionen an Rhein und Ruhr stark belastet. Auf die nur schwach gepufferten Böden des Gebietes gehen vor allem an Staub gebundene Schadstoffe und die mit den Steigungsregen aus Stickstoff- und Schwefeloxiden sich bildenden Säuren nieder. Gleichzeitig ist die Senne eines der wichtigsten Trinkwassergewinnungsgebiete Nordrhein-Westfalens.

Schon in den siebziger Jahren traten Probleme mit hinderlichen Ablagerungen auf den Filterrohren in den Förderbrunnen der Stadtwerke Bielefeld auf, die jedoch zunächst nicht als Aluminiumablagerungen (Alunit-Ausfällungen) erkannt bzw. mit den Versauerungen des Grundwassers in Zusammenhang gebracht wurden. Auch kam es in den Quellbereichen verschiedener Oberflächengewässer in der Senne zu weißlich-gelben Ausflockungen, die die Gewässersubstrate und Wasserpflanzen mit einer Schicht überzogen und u. a. zu Schwierigkeiten bei der Forellenzucht in Teichanlagen führten. Erst Anfang der achtziger Jahre wurden, aufgrund näherer Untersuchungen durch die Stadtwerke

Bielefeld und das damalige Staatliche Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft in Minden, die Beläge und Ausflockungen in den Gewässern und Förderbrunnen als Aluminiumverbindungen identifiziert.

Die Bedeutung der Senne als Trinkwassereinzugsgebiet ließ das öffentliche Interesse an diesen Beobachtungen wach werden und gab 1986 den Anstoß zu umfangreichen und grundlegenden Untersuchungen zur Aciditätsbelastung der Quellen und des Grundwassers in diesem Landschaftsraum durch das damalige Staatliche Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft Minden. Seit dem Abschluß der Untersuchungen im Jahr 1990 wird die Ölbachquelle stellvertretend für andere versauerte Quellen der Senne als Trendmessstelle im Rahmen des landesweiten Gewässerüberwachungssystems (GÜS) beprobt, um die weitere Entwicklung der Gewässerversauerung beispielhaft beobachten und ggf. geeignete Maßnahmen ergreifen zu können.

Im nordwestlichen Teil der Senne gehören die Bäche, wie hier der Ölbach, zum Einzugsgebiet der Ems, im südöstlichen Teil zu dem der Lippe. Mit annähernd parallelem Verlauf folgen die Gewässer der südwestlichen Abflachung des Teutoburger Waldes. Nach der allgemeinen Fließgewässerzonierung werden die Sennebäche dem Epirithral und fischereibiologisch der oberen Forellenregion zugeordnet. Als Niederungsforellenbäche unterscheiden sie sich von den Berglandforellenbächen durch eine geringere Fließgeschwindigkeit, ein vorherrschend sandiges Substrat und höhere sommerliche Wassertemperaturen.



Abb. 2: Der Ölbach bei Stukenbrock

Der Ölbach stellt den klassischen Typ eines Sandbaches dar (Abb. 2). Oberhalb des eigentlichen Quellbereichs des Ölbaches, der aus mehreren Quellen gespeist wird, schließt sich ein Trockental an, daß in den letzten Jahren zunehmend weniger durch Quellwasser beeinflusst wurde, d. h. dass sich die Quelle immer weiter bachabwärts verlagert hat (Abb. 3). Die Umgebungsvegetation besteht aus Kiefernforst mit Traubenkirsche, Faulbaum und Adlerfarn.



Abb. 3: Der trockengefallene Ölbach oberhalb des heutigen Quellbereichs

Der Ölbach beginnt mit einer stark versauerten Sumpfquelle (Helokrene), die durch vermutlich oberflächennahes Grundwasser mit einem pH-Wert um 4,5 und einem Gehalt an gelöstem Aluminium von bis zu 6,9 mg/l gespeist wird. Der obere Quellbereich ist vollständig und der sich unmittelbar anschließende Abschnitt großflächig mit Torfmoos (*Sphagnum*) bewachsen. Bereits nach wenigen Metern kommt es durch Zutritt mindestens einer weiteren, weniger versauerten Quelle (Abb. 4) mit einem pH-Wert um 6,5 zu immer stärker werdenden Ausfällungen von Alunit, welche Pflanzen und andere Strukturen im Gewässerbett mit einem dichten Belag (Abb. 5) überziehen.

Nach ca. 100 m tritt in einem Quellkolk im Ölbach eine dritte stark schüttende Quelle (Limnokrene) zutage, die nach einer Modellvorstellung von LÜCKEWILLE, SPÄH und THESING (1984) artesisch gespanntes, karbonatreiches Tiefenwasser zutage fördert. Ab hier sinkt die Wassertemperatur im Ölbach um etwa 1°C, Alunitablagerungen im Ölbach treten nicht mehr auf.

Der pH-Wert im Ölbach erhöht sich somit auf der Fließstrecke von der obersten Sumpfquelle (pH-



Abb. 4: Eine der nur gering versauerten Ölbachquellen



Abb. 5: Alunitausfällungen auf der Rasenbinse (*Juncus bulbosus*) (aus: ROMMELMANN, 1987)

Wert $\leq 4,5$) durch Zufluß aus der mittleren Quelle (pH-Wert $\leq 6,5$) bis zum artesischen Quellkolk (pH-Wert $\geq 7,0$) um etwa 2,5 Einheiten (Abb. 6). Parallel dazu nimmt der Aluminiumgehalt im Wasser infolge der Ausfällung von mehreren mg/l bis unterhalb der Bestimmungsgrenze ab. Die Alunitausfällung beginnt – wie in Laborversuchen ermittelt wurde – ab einem pH-Wert von $> 4,7$.

Neben den niedrigen pH-Werten wirken die Ausfällungen von Aluminium-Verbindungen besiedlungsfeindlich. Während die Vegetation im stark sauren Bereich durch Torfmoose dominiert wird, zeigt das flächige Vorkommen des Brunnenkresse-Röhrchens an den nachfolgenden Abschnitten den pH-Anstieg des Wassers an. Neben der Brunnenkresse sind hier auch Bachbunge und Flutschwaden häufig.

Aufwuchsuntersuchungen mit künstlichem Substrat erbrachten im versauerten Bereich nur minimale

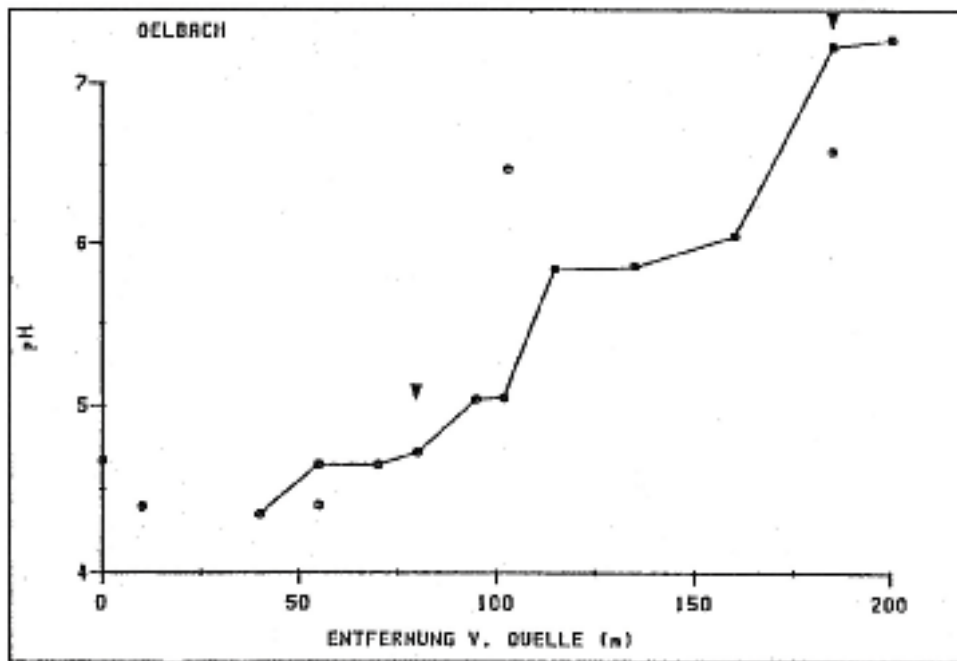


Abb. 6: Anstieg des pH-Wertes auf den ersten 200 m des Ölbaches

Die Einzelpunkte außerhalb des Liniendiagramms repräsentieren pH-Werte von Quelltümpeln außerhalb des eigentlichen Bachbetts. Der linke Pfeil markiert den Beginn, der rechte das Ende der Alunitausfällungen (aus: REINHARDT, 1987).

Bewuchsergebnisse. Unter den wenigen Algenarten dominierten *Eunotia trinacria*, *Pinnularia microstauron*, *Microthamnion* sp., *Cylindrocystis* sp. und *Sphaerobotrys fluviatilis*. Im Ausfällungsbereich des Alunits überwiegen dagegen bei schwach sauren bis neutralen pH-Werten Blaualgen der Gattungen *Oscillatoria* und *Pseudanabaena* sowie Bakterien und Pilze.

Die Makroinvertebratenfauna im versauerten Abschnitt des Ölbaches und im Alunit-Ausfällungsbereich ist verarmt. Es wurden hier im wesentlichen nur die Köcherfliegenlarve *Plectrocnemia conspersa*, die zwei säuretoleranten Steinfliegenarten *Nemurella picteti* und *Leuctra nigra* und einige Zuckmückenarten gefunden.

Als Ursache für die festgestellte Gewässerversauerung wird der atmosphärische Eintrag von anorganischen Säuren in Zusammenhang mit der nur geringen Pufferkapazität der karbonatarmen Senneböden gesehen. Neben den trockenen und nassen Depositionen tragen auch standörtliche Besonderheiten zur Versauerung bei. So sind ausgedehnte Bereiche der Senne von Kiefernforsten bedeckt, die durch den ganzjährigen „Auskämmeffekt“, den gerade Nadelbäume auf in der Luft befindliche Schadstoffe haben, zu einer Anreicherung von Schadstoffen im Boden beitragen.

Literatur:

- LÜCKEWILLE, A. & SPÄH, H. & THESING, U. (1984): Aluminiumhydroxidausflockungen in Quellbächen der Senne (Teutoburger Wald) als Folge saurer Niederschläge. In: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Materialien Umweltbundesamt 1/84, S. 106-120.
- REINHARDT, H. -D. (1987): Untersuchungen zur Aciditätsbelastung der Quellen und des Grundwassers in der Senne. Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft Minden, 1987.
- ROMMELMANN, J. (1987): Vergleichende ökologische Untersuchungen der Makroinvertebratenfauna versauerter und nicht versauerter Quellbäche der Senne (Ostwestfalen). Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Universität Göttingen, 1987.
- LANDESUMWELTAMT NRW (1997): Gewässerüberwachung in NRW – Oberirdische Gewässer, LUA-Materialien Nr. 40, Essen

A grayscale photograph of a forest stream, with the water flowing through a dense wooded area. The trees are tall and thin, and the ground is covered with fallen leaves and branches. The text is overlaid in a bold, blue font.

6 Einfluss von hormonell aktiven Schadstoffen auf Fische in Nordrhein-Westfalen

6. Einfluss von hormonell aktiven Schadstoffen auf Fische in NRW

Prof. Dr. Jens Lehmann, Franz-Josef Stürenberg (LÖBF/LafAo NRW, Kirchhundem-Albaum),
 Dr. Friedrich J. Otto (Schmallenberg),
 Prof. Dr. Volker Blüm & Dr. Frank Paris (Ruhr-Universität Bochum)

Einleitung

Eine immer weiter ansteigende Zahl anthropogener Substanzen aus Industrie, Landwirtschaft und Privathaushalten gelangt über Abwässer in die aquatischen Ökosysteme. Viele dieser chemischen Verbindungen können, selbst wenn sie keine akuten Wirkungen auf die Organismen haben, über längere Zeiträume chronische Schäden verursachen. Dies gilt besonders für eine Gruppe von Umweltschadstoffen, die seit dem Ende der 60er Jahre zunehmende Beachtung findet, die sogenannten Xenobiotika. Diese Bezeichnung wird auf Umweltschadstoffe angewendet, die in das Hormonsystem des Organismus eingreifen und dessen normale Funktion stören (eine zusammenfassende Darstellung des Themas geben GÜLDEN et al. 1997, BÄTSCHER et al. 1999 und DGPT 1999). Ein bekanntes Beispiel stellt das als „anti-fouling-Mittel“ in Schiffsanstrichen verwendete Tributylzinn dar. Es bewirkt eine Vermännlichung von weiblichen Tieren, indem es deren Hormonproduktion von der Bildung weiblicher Sexualhormone (Östrogene) auf die Bildung männlicher Sexualhormone (Androgene) umlenkt. Andere Xenobiotika sind dagegen für den entgegengesetzten Effekt, einer Verweiblichung männlicher Tiere, bekannt geworden. Als in den 80er Jahren die männlichen Alligatoren im Lake Apopka (Florida) schwere Penismissbildungen aufwiesen und die Nachkommenzahl drastisch zurückging, wurde eine Kontamination des Wassers mit DDT als Hauptursache ermittelt. Insbesondere bestimmte Abbauprodukte des DDT sind inzwischen dafür bekannt, dass ihre Wirkung Ähnlichkeiten mit der Wirkung natürlicher Östrogene aufweist und so eine Verweiblichung verursachen kann. Derartige östrogenähnliche Schadstoffe werden als Xenoöstrogene bezeichnet. Sie haben in den letzten Jahrzehnten die Aufmerksamkeit der Wissenschaft und Öffentlichkeit erlangt. Dies nicht zuletzt deshalb, weil der Verdacht besteht, sie könnten mit einer weltweit beobachteten Zunahme von Missbildungen der Fortpflanzungsorgane und den tendenziell sinkenden Spermienzahlen von Männern im Zusammenhang stehen.

Unter den bekannten Xenoöstrogenen bzw. verdächtigen Substanzen sind zahlreiche Pestizide/Insektizide, aber auch PCB's, bestimmte Detergentien (waschaktive Substanzen), Antioxidantien und Dioxine. Besonders in der Kunststoffproduktion werden verschiedene Stoffe verwendet, die als Xenoöstrogene wirken, wie Alkylphenole (z. B. Nonylphenol), Phtalate (PVC-Weichmacher) oder Bisphenol-A. Auch wenn die Wirksamkeit dieser Substanzen oft tausendfach geringer ist als die des natürlichen Hormons, darf die Gesamtgefährdung, die von den bekannten und noch unbekannten Xenoöstrogenen ausgeht, nicht unterschätzt werden. Ein Kernproblem der ökotoxikologischen Untersuchung und Gefahrenabschätzung von Xenoöstrogenen besteht darin, dass potenziell eine Unzahl chemischer Verbindungen als Xenoöstrogene in Frage kommen. Chemische Analyseverfahren allein können daher das Problem nicht lösen, zumal viele Verbindungen ein hohes Potenzial zur Bioakkumulation entwickeln können, oder erst durch Metabolisierung im tierischen Organismus in ein wirksames Xenoöstrogen umgewandelt werden. Toxische Wirkungen lassen sich aber, unabhängig von der chemischen Identität der Verursacher, auf der biologischen Ebene durch Heranziehung von Bioindikatoren aufdecken. In aquatischen Ökosystemen sind Fische besonders geeignete Zeigerarten, die gegebenenfalls Rückschlüsse auf potenzielle Gefahren für den Menschen erlauben.

Untersuchungen an Brassen im Niederrhein und in der Wahnbachtalsperre

In den hier vorgestellten Untersuchungen wurde als Zeigerart der Brassen (Brachse, Blei, *Abramis brama*) gewählt, um exemplarisch die Situation der Fischbestände des Niederrheins auf dem Gebiet Nordrhein-Westfalens beurteilen zu können. Auch das Umweltbundesamt hat diese Fischart im Rahmen des Biomonitorings „Umweltprobenbank des Bundes“ als Akkumulationsindikator ausgewählt. In einem hoch industrialisierten Land wie Nordrhein-Westfalen sind solche Untersuchungen an Fisch-

populationen als besonders relevant einzuschätzen (LEHMANN & STÜRENBERG 1998). Der Brassen ist im Niederrhein und in vielen Talsperren in NRW ein häufiger Fisch. Die Wahnachtalsperre, eine Trinkwassertalsperre im Gewässersystem Wahnbach-Sieg-Rhein, dient bei den hier dargestellten Untersuchungen als unbelastetes „Referenzgewässer“. Der Niederrhein in Höhe von Mehrum (Flusskilometer 798 – 804) wurde als potenziell belastetes Gewässer untersucht. Insgesamt wurden über 500 Fische in den Monaten März, April, Mai und Juni 1998 gefangen, deren durchschnittliches Alter zwischen 6 und 8 Jahren lag. Bei ausgewählten Fischen wurden Blutproben, Lebergewebe und Geschlechtsorgane für spezielle Untersuchungen entnommen. Als wichtige Biomarker für östrogen wirksame Umweltschadstoffe wurde der Zustand der Hoden auf Funktionsstörungen untersucht und die Produktion des Dotterproteins Vitellogenin bei männlichen Brassen gemessen. Die Produktion von Dotter, die normalerweise nur bei weiblichen Fischen erfolgt, gilt als ein etablierter Biomarker für Verweiblichungstendenzen bei männlichen Fischen.

Bei der Interpretation von vergleichenden ökotoxikologischen Untersuchungen an Wildfischbeständen aus verschiedenen Gewässern ist es grundsätzlich notwendig, die Vergleichbarkeit der untersuchten Populationen zu überprüfen. Deshalb wurden vergleichende populationsgenetische, parasitologische und krankheitsbezogene Untersuchungen durchgeführt. Um eine Abschätzung der allgemeinen Schadstoffbelastung zu erhalten, wurden Rückstandsanalysen in der Rumpfmuskulatur sowie spezielle Untersuchungen auf gen- bzw. zelltoxische Schädigungen an beiden Fischbeständen durchgeführt. Als Ergebnis dieser Teilaspekte lässt sich folgendes zusammenfassen:

- Die Rückstandsanalysen der Schadstoffgehalte in der Rumpfmuskulatur haben erwartungsgemäß bestätigt, dass die Belastung der Rheinbrassen im Vergleich zu den Tieren aus der Talsperre hoch ist, obwohl kein Schadstoffwert über der gesetzlich festgelegten Höchstmenge lag.
- Die genetischen Untersuchungen ergaben, dass beide Populationen eng beieinander liegen, so dass ein Vergleich dieser Fische zulässig erscheint.
- Die fischkrankheitsbezogenen Daten zeigten auch bei den Rheinfischen keine Auffälligkeiten.

- Zellschäden durch gen- bzw. zelltoxische Substanzen wurden nicht festgestellt.
- Das Geschlechterverhältnis war in den Fängen weitgehend ausgewogen.

Vergleich der Hodengewichte

Hormonelle Störungen des männlichen Fortpflanzungssystems können sich in einer Verminderung des Hodengewichts niederschlagen. Auch bei Laboruntersuchungen mit Xenoöstrogenen sind reduzierte Hodengewichte bzw. Hodengrößen bei Fischen beschrieben worden (WEBSTER et al. 1985, GIMENO et al. 1998). Wenn man im Rahmen einer Feldstudie die Fortpflanzungsorgane von Fischen aus unterschiedlichen Gewässern vergleichen will, muss man allerdings berücksichtigen, dass sich deren Gewicht und Aufbau sehr stark im Verlauf des Fortpflanzungszyklus ändern kann. So ist das Hodengewicht in der Ruhephase gering, da lediglich wenige Stammzellen (Spermatogonien) im Hoden zu finden sind. Die Spermatogonien vermehren sich mit dem Beginn der Fortpflanzungsphase und ihre Teilungsprodukte (sekundäre Spermatogonien, Spermatozyten und Spermatiden) reifen schließlich zu Spermien heran. Das Hodengewicht ist in dieser Phase am höchsten. Die Fortpflanzungszyklen können bei Fischen aus verschiedenen Gewässern in gewissem Maße zeitlich verschoben sein, so dass daraus Unterschiede im Hodengewicht resultieren würden. Auch daher ist es wichtig, Tiere von mehreren Fangterminen zu untersuchen.

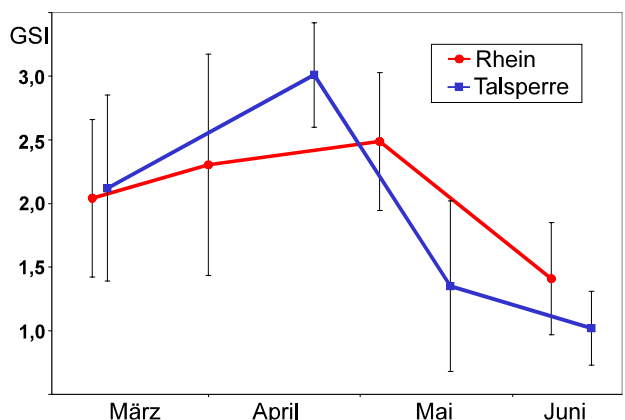


Abb. 1: Mittelwerte des Gonadosomatischen Index (GSI: Hodengewicht in % des Körpergewichts) für die verschiedenen Fangtermine in der Talsperre und im Rhein.

(Fehlerbalken: Standardabweichung für den jeweiligen Fangtermin)

Um die Veränderungen des Hodengewichts auch bei Fischen mit unterschiedlichem Alter und Körpergewicht vergleichen zu können, bildet man gewöhnlich den gonadosomatischen Index (GSI), dessen Wert dem Hodengewicht in Prozent des Körpergewichts entspricht. Abbildung 1 zeigt, dass die Hoden der Brassen aus beiden Vergleichsgewässern im Zeitraum März/April ansteigende GSI-Werte aufweisen. Im Zeitraum Mai/Juni laichen die Tiere ab und die GSI-Werte sinken dementsprechend. Die GSI-Werte der Talsperrenpopulation zeigen dabei einen wesentlich deutlicheren Phasenverlauf mit höherem Anstieg und steilerem Abfall als die der Rheinpopulation. Eine plausible Erklärung für diesen Unterschied kann darin bestehen, dass die Brassenpopulation im Rhein größer und daher weniger synchron in ihrem Fortpflanzungsgeschehen ist. Wenn der Fortpflanzungszyklus in der Talsperrenpopulation stärker synchron verläuft, sind hier auch die extremeren GSI-Maximal- und Minimalwerte zu erklären, da dann viele Tiere zeitgleich den Höhe- bzw. Tiefpunkt der Spermienproduktion erreichen. Berücksichtigt man diese Verlaufsunterschiede, so lässt sich aus den GSI-Werten kein Hinweis auf eine generelle Verminderung des Hodengewichts in einem der Gewässer ziehen.

Histologische und durchflusszytometrische Untersuchungen

Die zyklischen Veränderungen im Hoden können durch die mikroskopische Untersuchung der Hoden

genauer analysiert und in verschiedene Reifestufen eingeteilt werden. Der Hoden der Brassen besteht aus Hodenkanälen (Tubuli seminiferi) und dem interstitiellen Gewebe. Das interstitielle Gewebe liegt zwischen den Tubuli und enthält die sogenannten Leydig-Zellen, die das männliche Sexualhormon Testosteron produzieren. Ausgehend von einem großen Hodenausführgang verzweigen sich die Tubuli, die in der Peripherie des Hodens blind enden. Die reifenden Keimzellen bilden ein Keimepithel, das das Innere der Tubuli auskleidet. Bei der für Fische typischen „zystischen Spermatogenese“ liegen dabei Gruppen von Keimzellen mit gleichem Entwicklungsstand zusammen innerhalb einer Zyste, deren Wandung von sogenannten Sertoli-Zellen gebildet wird. Abbildung 2A zeigt einen Hoden in der mittleren Spermiationsphase. In dieser Phase enthält der Hoden alle Zwischenstadien der Keimzellbildung von den Stammzellen (Spermatogonien) über Spermatozyten und frühe Spermatiden bis hin zu reifen Spermatozoen. Die reifen Spermatozoen werden aus den Zysten des Keimepithels entlassen (Spermiation) und liegen dann frei im Hodenkanal. Die Abbildung 2B zeigt einen Hoden vor der Spermiationsphase, in der noch keine Spermien frei im Hodenkanal zu finden sind. In dieser Phase ist der Hoden noch relativ klein und der GSI-Wert entsprechend niedrig.

Der histologische Vergleich der Brassen aus Rhein und Talsperre ermöglichte es zunächst, in beiden

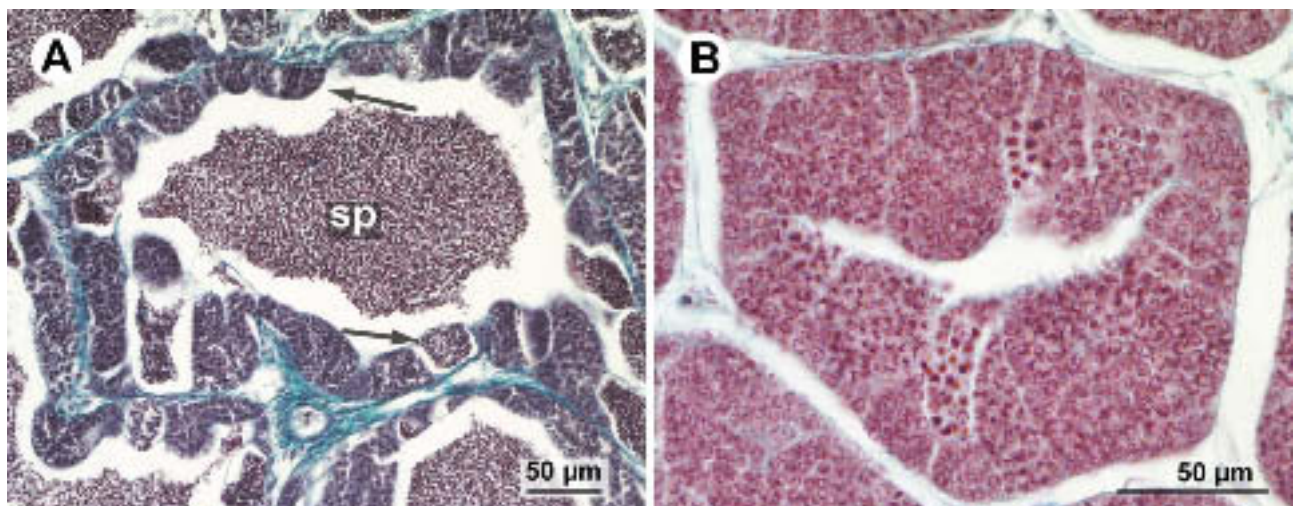


Abb. 2: Beispiele für unterschiedliche Reifestufen von Brassenhoden innerhalb des Fortpflanzungszyklus.

- Bild A: Querschnitt durch einen Hodentubulus während der Spermiationsphase. In dieser Phase werden reife Spermien (sp) gebildet und freigesetzt, sie sammeln sich massenhaft im Tubuluslumen an. In den Zysten an der Tubuluswand werden weitere Spermien gebildet (Pfeile).
- Bild B: Zeitlich früheres Stadium, in dem noch keine reifen Spermien vorkommen. Die Vorläuferzellen der Spermien befinden sich innerhalb der Zysten an der Tubuluswand, das Tubuluslumen ist leer.

Populationen diejenigen Tiere zu ermitteln, die die gleiche Reifestufen erreicht haben und sich daher für einen genaueren, quantitativen Vergleich heranziehen lassen.

Die quantitative Analyse der Zellpopulationen im Hodengewebe wurde mit Hilfe der Durchflusszytometrie vorgenommen. Bei dieser Methode werden die Hodenzellen aus dem Gewebeverband gelöst, mit einem DNA-Farbstoff markiert und beim Durchfluss durch eine Zählkammer gemessen. Auf diese Weise ist es z. B. möglich, das Zahlenverhältnis von haploiden Zellen und diploiden Zellen zu bestimmen. Spermatozoen und reife Spermien weisen einen einfachen Chromosomensatz auf, sind also haploid. Ihre Vorläuferzellen besitzen dagegen noch den doppelten Chromosomensatz, sind also diploid. Im Verlauf der Teilungsschritte und Reifungsprozesse geht dabei stets ein bestimmter Prozentsatz der Zellen zugrunde. Das Zahlenverhältnis von haploiden zu diploiden Zellen im Hoden drückt daher die Effektivität der Spermatogenese aus. Je höher der Anteil der haploiden, also reiferen Zellen ist, desto geringer ist der Verlust an Zellen während der Spermienbildung. Anhand des unterschiedlichen DNA-Gehaltes können nicht nur haploide und diploide Zellen unterschieden werden. Die diploiden Zellen können darüber hinaus in Zellen der G₁-Phase und G₂-Phase differenziert werden. In Zellen der G₂-Phase ist bereits die Verdoppelung der DNA erfolgt, die auf eine Zellteilung vorbereitet.

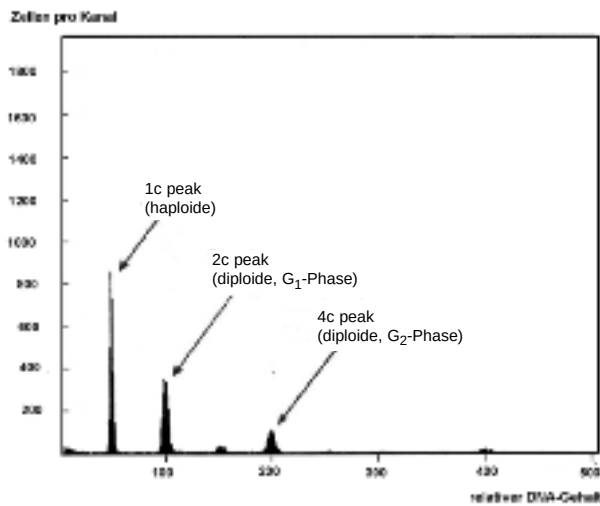


Abb. 3: Histogramm einer durchflusszytometrischen Messung von Hodengewebe.

Der haploide 1c Peak gibt die Anzahl der Spermatozoen und Spermien im Hoden wieder. Spermatozoen und Spermatozyten sind entsprechend ihrer jeweiligen Zellzyklusphase im 2c oder 4c Peak gezählt.

Dementsprechend liefert eine durchflusszytometrische Messung von Hodengewebe ein Histogramm mit 3 Peaks, wie sie in Abbildung 3 gezeigt werden. Die Lage der Peaks auf der X-Achse markiert dabei den gemessenen DNA Gehalt der Zellen, die Höhe der Peaks gibt die Anzahl der Zellen wieder, die im jeweiligen Bereich gezählt wurden. Aus derartigen Histogrammen kann nun z. B. der prozentuale Anteil der haploiden Zellen als Kennwert errechnet und zum Vergleich der Tiere aus verschiedenen Gewässern herangezogen werden. Ein solcher Vergleich ist nur dann aussagekräftig, wenn er Tiere umfasst, die sich in der gleichen Phase des Fortpflanzungszyklus befinden. Abbildung 4 zeigt einen solchen Vergleich für Brassen in der Spermationsphase. Diese Phase entspricht dem in Abbildung 2A dargestellten Zustand, in dem der gesamte Hoden aktiv Spermien bildet. Die Effektivität der Spermatogenese kann durch den Anteil haploider Zellen am Hodengewebe ermittelt werden. Bei den Brassenmännchen aus der Talsperre liegt der prozentuale Anteil der haploiden Keimzellen bei 53 %, während die Männchen aus dem Rhein mit 47 % einen etwas geringeren Mittelwert erreichen. Dieser geringe Unterschied zwischen beiden Gruppen ist statistisch aber nicht signifikant, kann also nicht als Indiz für eine Störung der Spermatogenese bei den Tieren aus dem Rhein angesehen werden. Die Effektivität der Spermienbildung kann daher in beiden Gewässern als gleichwertig beurteilt werden.

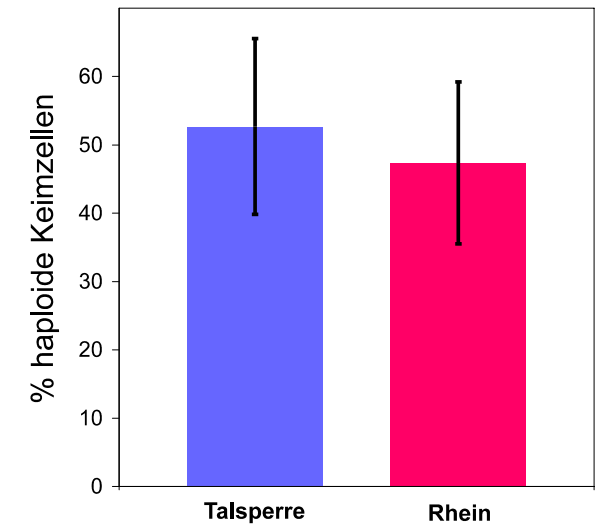


Abb. 4: Anteil haploider Zellen während der mittleren Spermationsphase in Brassenhoden von Tieren aus der Talsperre und dem Rhein.

(Fehlerbalken: Standardabweichung)

Eizellen in Brassenhoden aus dem Rhein

Ein interessanter Befund, der durchaus im Zusammenhang mit Xenoöstrogenen gesehen werden kann, ist das Auftreten von weiblichen Eizellen in drei Hoden von Brassenmännchen aus dem Rhein. Abbildung 5 zeigt das histologische Bild eines solchen Hodens, der große Eizellen enthält. Die Eizellen entsprechen der Entwicklungsstufe von prävitellogenetischen Oozyten, die noch keinen Dotter einlagern und noch nicht befruchtungsfähig sind. Ein derartiger Hoden wird auch als Ovotestis (Ovum = Ei, Testis = Hoden) bezeichnet. In derartigen Fällen wird häufig der Begriff Intersex gebraucht, da es sich hier nicht um natürliche Hermaphroditen (Zwitter) handelt.

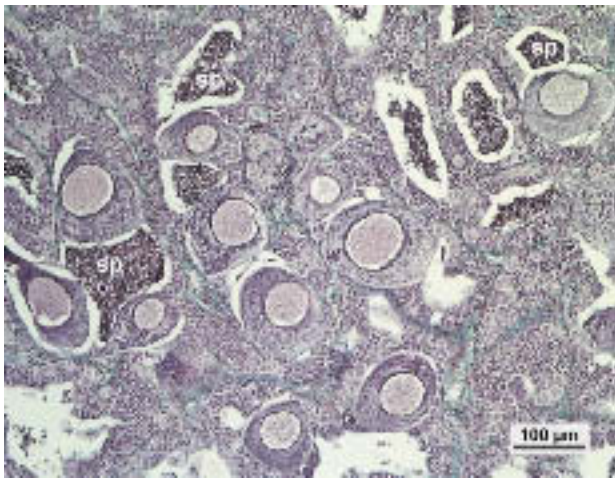


Abb. 5: Eizellen im Hoden eines Brassen aus dem Rhein.

Die Eizellen sind an ihren großen, runden Zellkernen zu erkennen. Sie befinden sich in den Hodentubuli, die zugleich männliche Keimzellen enthalten. In einigen der Hodentubuli sind deutlich die dunkel gefärbten Spermien (sp) zu sehen, die trotz der Anwesenheit von Eizellen freigesetzt wurden.

In einer Untersuchung von SLOOFF und KLOOTWIJK-VANDIJK (1982) waren 5533 Brassen makroskopisch auf Erscheinungen von Hermaphroditismus untersucht worden. Nur fünf der untersuchten Tiere, also 0,09 % waren makroskopisch als Hermaphroditen erkennbar. Bei diesen waren Hoden- und Ovarialgewebe in scharf abgegrenzten Teilen der Gonade zu finden und es gab keine Vermischung von beiden Keimzelltypen. Im Gegensatz zu diesen Befunden lagen Eizellen und Spermien bei den von uns gefundenen Tieren in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander, wobei die Eizellen unregelmäßig in das

Hodengewebe eingestreut waren, wie es in Abbildung 5 zu erkennen ist. Bei unseren Untersuchungen haben wir bisher 42 Brassenmännchen aus der Talsperre und 59 Männchen aus dem Rhein makro- und mikroskopisch untersucht. Wir fanden 3 Fälle von Intersex bei Tieren aus dem Rhein und keinen einzigen Fall in der Talsperre. Für die Rheinbrassen würde dies immerhin einem Prozentsatz von 5,1 entsprechen. Bei der insgesamt geringen Anzahl der untersuchten Tiere ist der Unterschied zwischen Rhein und Talsperre allerdings nicht statistisch signifikant. Es werden daher noch mehr Tiere untersucht, um den hier angedeuteten Trend weiter zu überprüfen.

Ein vermehrtes Auftreten von Ovotestes im Rhein könnte durchaus ein Indikator für das Einwirken von Xenoöstrogenen in der Embryonalentwicklung sein und damit eine langfristige Belastung des betreffenden Gewässers widerspiegeln. Im Prinzip können auch bei adulten Fischen noch Intersex-Phänomene hervorgerufen werden, hierfür sind aber vergleichsweise höhere Konzentrationen von Östrogenen oder Xenoöstrogenen erforderlich (SHIBATA & HAMAGUCHI 1988, GIMENO et al. 1998). Xenoöstrogene können dabei entweder direkt auf die Hodenfunktion einwirken, oder aber indirekt, über die hormonelle Gehirn-Hypophysen-Gonaden-Achse. Der indirekte Weg muss wahrscheinlich als der gravierendere angesehen werden. Wie in der Abbildung 7 schematisch dargestellt ist, können Xenoöstrogene dabei im Gehirn eine Verminderung der Produktion von Gondotropin-Releasing-Hormon (GnRH) bewirken. GnRH stimuliert die Synthese und Freisetzung von gonadotropen Hormonen (GTH) der Hirnanhangsdrüse (Hypophyse), die ihrerseits über das Blut in den Hoden gelangen und die Hodenfunktionen stimulieren. Die GTH-Konzentration kann also durch Xenoöstrogene herabgesetzt werden, der positive Effekt von GTH auf die Hodenfunktionen wird dadurch verringert. Insbesondere während der embryonalen Entwicklungsphase können derartige Störungen zu irreversiblen Veränderungen der Geschlechtsorgane führen.

Zusammenfassend lassen die histologischen und durchflusszytometrischen Untersuchungen zwar keine massiven oder umfassenden Störungen der Hodenfunktion von Brassen aus dem Rhein erkennen. Dennoch deuten einzelne Fälle von Ovotestis auf Veränderungen hin, die möglicherweise mit Xenoöstrogenen im Rhein zusammenhängen.

Östrogene, Östrogenrezeptoren und Vitellogeninbildung

Östrogene sind weibliche Sexualhormone, deren molekulare Struktur und Wirkung bei allen Wirbeltieren, einschließlich des Menschen, große Übereinstimmungen aufweisen. Das wichtigste Östrogen ist 17 β -Östradiol (Abb. 6). Dieses Hormon aus der Stoffklasse der Steroide wird in identischer Form in den Ovarien weiblicher Wirbeltiere vom Fisch bis hin zum Menschen produziert.

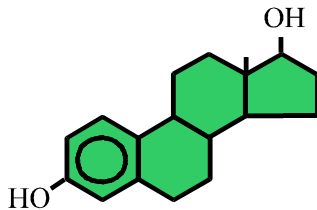


Abb. 6: Das weibliche Sexualhormon 17 β -Östradiol – ein Steroidhormon.

Entscheidend für die Wirkung eines Hormons ist das Vorhandensein eines spezifischen Hormonrezeptors. Hormonrezeptoren sind Proteine, die eine Bindungsstelle für das Hormon aufweisen und die Reaktion einer Körperzelle auf das Hormon vermitteln. Daher reagieren stets nur solche Zellen auf Östrogene, die Östrogenrezeptoren aufweisen. In Abbildung 8 ist die Wirkungsweise der Steroidhormone schematisch dargestellt. Der Östrogenrezeptor gehört zu den nukleären Rezeptoren, d. h. er befindet sich im Zellkern einer östrogensensitiven

Zelle. Die Östrogene gelangen im Normalfall über das Blut an die entsprechenden Zellen und diffundieren in deren Zellkerne. Dort bindet jeweils ein Östrogenmolekül an einen Östrogenrezeptor, der dadurch in seine aktive Form transformiert wird. In der Regel verbinden sich daraufhin zwei besetzte Rezeptoren zu einem Hormon-Rezeptor-Dimer, das anschließend an bestimmte Stellen im Genom der Zelle bindet. Durch Bindung an die DNA wird die Transkription bestimmter Gene ausgelöst und messenger RNA synthetisiert. Das Endprodukt dieser Signalkaskade ist schließlich ein Protein, das an den Ribosomen im Cytoplasma der Zelle synthetisiert wird.

Eine der wichtigsten Funktionen des Östradiols bei weiblichen Fischen ist die Regulation der Synthese des Proteins Vitellogenin, die in Abbildung 7 vereinfacht dargestellt ist. Vitellogenin ist die Rohform der Dottersubstanz, die während der Reifung in die Eizellen eingelagert wird. Es ist ein Produkt der Leber, wo es unter Einfluss von Östradiol produziert wird. In der Phase der Einlagerung von Vitellogenin bildet das Ovar verstärkt Östradiol, das über den Blutkreislauf an die Leberzellen gelangt und dort über einen Östrogenrezeptor das Vitellogenin-Gen aktiviert. Das fertige Vitellogenin wird ins Blut abgegeben, im Ovar aktiv aufgenommen und in die Eizellen transportiert.

Männliche Fische weisen im Normalfall keine nennenswerten Konzentrationen an Östradiol im

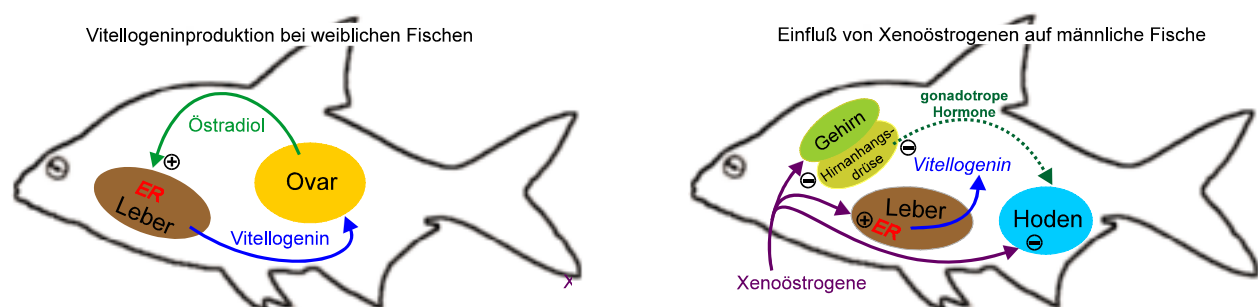


Abb. 7: Zusammenhänge von Östrogenen, Östrogenrezeptoren und Vitellogenin.

Bei weiblichen Fischen gelangt Östradiol, das im Ovar produziert wird, über das Blut in die Leber. Es bindet dort an einen Östrogenrezeptor (ER) und induziert so die Bildung von Vitellogenin. Dieses wird über den Blutkreislauf ins Ovar transportiert und dort in den reifenden Eizellen eingelagert. Bei normalen männlichen Fischen treten weder nennenswerte Östrogenmengen noch Östrogenrezeptoren oder Vitellogenin auf. Gelangen aber Xenoöstrogene in den männlichen Organismus, so induzieren sie aufgrund ihrer Ähnlichkeit zum natürlichen Östrogen eine Vermehrung der Östrogenrezeptoren in der Leber und die Synthese von Vitellogenin. Letzteres gelangt ins Blut und kann als Indikator für Xenoöstrogene gemessen werden. Darüber hinaus können Xenoöstrogene direkt oder indirekt negativ auf die Hodenfunktion einwirken. Der indirekte Weg führt über das Gehirn und die Hirnanhangsdrüse, wo letztlich die Ausschüttung von gonadotropen Hormonen vermindert wird.

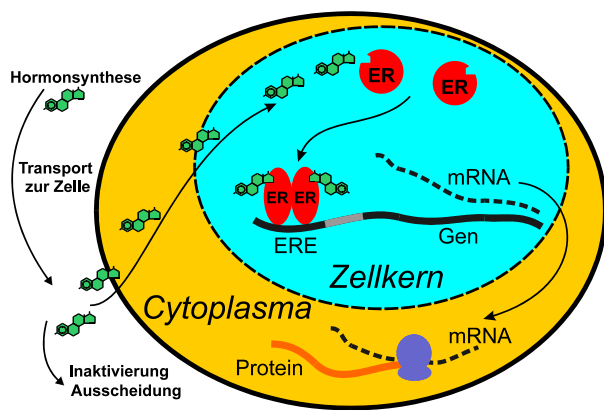


Abb. 8: Wirkungsweise der Östrogene.

Östrogene wirken nur auf Zellen, die Östrogenrezeptoren (ER) im Zellkern aufweisen. Im Zellkern bindet jeweils ein Östrogenmolekül an einen Östrogenrezeptor. Durch diese Bindung wird der Rezeptor in seine aktive Form transformiert. Zwei transformierte Rezeptoren binden anschließend gemeinsam an sogenannte „estrogen responsive elements“ (ERE) in der DNA der Zelle. Dadurch werden bestimmte Gene aktiviert, d. h. deren spezifische messenger RNA synthetisiert. Im Cytoplasma der Zelle wird diese mRNA schließlich in ein Protein – zum Beispiel Vitellogenin – übersetzt.

Blut auf und ihre Leber synthetisiert demzufolge kein Vitellogenin. Es ist aber seit langem bekannt, dass auch in der Leber männlicher Fische experimentell, durch Östradiol-Injektionen eine Synthese von Vitellogenin stimuliert werden kann. Wie Untersuchungen an Forellen zeigten (FLOURIOT 1995), werden die männlichen Leberzellen dabei in gewissem Sinne „umprogrammiert“. Die normale Leberzelle männlicher Fische enthält nur sehr geringe Mengen des Östrogenrezeptormoleküls. Die „männliche“ Leber ist dadurch nur in geringem Maße östrogensensitiv. Die Einwirkung von Östrogenen kann aber die Transkription des Östrogenrezeptor-Gens stimulieren und so eine Erhöhung der Östrogenrezeptor-Konzentration bewirken. Der Östrogenrezeptor in der Fischleber ist also selbst ein östrogenabhängiges Protein. Das Hormon induziert auf diese Weise selbst eine Verstärkung seiner Wirkung durch Erhöhung der Rezeptorzahlen.

Welche Effekte sind demnach zu erwarten, wenn Xenoöstrogene auf männliche Fische einwirken?

Durch zahlreiche Untersuchungen ist mittlerweile gezeigt worden, dass die Vitellogeninkonzentrationen im Blut männlicher Fische bei einer Belastung des Wassers mit Xenoöstrogenen erhöht sind (siehe z. B. KIME et al. 1999). In Experimenten, die an Forellen gemacht wurden, ließ sich darüber hinaus

feststellen, dass die Konzentration des Östrogenrezeptors in der Leber sehr schnell ansteigt, wenn Östrogene einwirken. Aus diesem Grund haben wir zusätzlich zum Vitellogenin-Assay im Rahmen dieser Feldstudie auch Untersuchungen zum Östrogenrezeptor im Lebergewebe von Brassen durchgeführt.

Abbildung 9 zeigt zunächst die Ergebnisse der Vitellogenin-Messung. Auffallend ist der Unterschied zwischen der Vitellogeninkonzentration der Männchen aus der Talsperre, die einen Mittelwert von 225 µg/l erreichen, während der Mittelwert im Rhein bei 960 µg/l liegt. Bei den Brassenmännchen aus dem Rhein liegt die Konzentration von Vitellogenin demnach mehr als vierfach über dem Wert der Talsperrentiere. Dieser Unterschied ist statistisch hoch signifikant ($p < 0,01$) und damit ein Indiz für eine Wirkung von Xenoöstrogenen im Rhein. Bei den Weibchen ist der gegenteilige Effekt zu beobachten. Die Vitellogeninkonzentrationen im Blut der Weibchen sind in der Talsperre mit 1737 µg/l etwas höher als bei den Weibchen aus dem Rhein, wo sie im Mittel nur 1354 µg/l erreichen. Der Unterschied zwischen den beiden weiblichen Populationen ist statistisch nicht signifikant. Im Rhein ergibt sich insgesamt eine Situation, in der sich die Vitellogeninkonzentrationen männlicher und weiblichen Tiere annähern, wobei die Streubreite der Werte sehr groß ist und einzelne Männchen Spitzenwerte erreichen, die über denen der Weibchen liegen. Dies führt dazu, dass der Unterschied zwischen Männchen und Weibchen im Rhein nicht mehr statistisch signifikant ist.

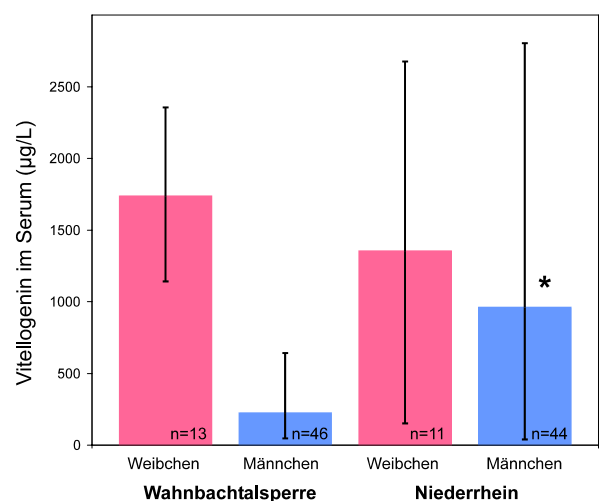


Abb. 9: Ergebnisse der Vitellogenin-Messung im Serum

(Fehlerbalken: Streuung der Maximal- und Minimalwerte; * = $p < 0,01$)

Zu bemerken ist noch, dass die 3 männlichen Tiere aus dem Rhein, die Oozyten im Hoden aufweisen, auch individuell relativ hohe Vitellogeninwerte haben (912, 1523 und 2338 $\mu\text{g/L}$), die in zwei Fällen noch über dem Durchschnitt der Rheinbrassen liegen. In einer englischen Studie an Flundern wurden Ovotestis nur in den männlichen Testpopulationen gefunden, deren Vitellogeninspiegel oberhalb von 100.000 $\mu\text{g/L}$, also sehr hoch lagen (MATTHIESSEN et al. 1998). Hier waren aber die individuellen Vitellogeninwerte der Intersex-Tiere eher niedrig oder unterdurchschnittlich erhöht. Da die Ausbildung von Ovotestes wahrscheinlich eher auf eine hormonelle Schädigung während der Larvalphase zurückzuführen ist, muss dieses Symptom durchaus nicht zwingend mit den individuellen Vitellogeninspiegeln der adulten Tiere korrelieren.

Die Ergebnisse der Östrogenrezeptor-Messungen an Lebergewebe männlicher und weiblicher Brassen aus Rhein und Talsperre sind in Abbildung 10 zusammengefasst. Wenn man zunächst die Werte der männlichen und weiblichen Tiere vergleicht, wird der oben beschriebene physiologische Unterschied zwischen den Geschlechtern deutlich. Während Weibchen im Mittel eine Östrogenrezeptor-Konzentration von 82,4 fmol/mg Protein in den Leberzellen aufweisen, liegen die Mittelwerte der Männchen signifikant niedriger bei 14,5 (Talsperre [$n = 20$]) bzw. 11,2 (Rhein [$n = 20$]) fmol/mg Protein. Überraschend ist aber, dass der Unterschied in den Vitellogeninwerten der Männchen keine Entsprechung in den Östrogenrezeptorwerten findet. Trotz der erhöhten Vitellogeninwerte ist die Konzentration der Östrogenrezeptoren bei den Rheintieren nicht erhöht. Zahlenmäßig liegt der Mittelwert sogar unter dem der Talsperre, eine Abweichung, die aber nicht statistisch signifikant ist, da die individuellen Werte stark streuen. Offenbar ist die erhöhte Vitellogeninproduktion bei den Tieren im Rhein auf der Basis von Östrogenrezeptormengen möglich, die sich von denen der Talsperrentiere nicht unterscheiden.

Eine mögliche Interpretation dieses Befundes wäre, dass die Östrogenrezeptor-Konzentrationen in beiden Fischpopulationen bereits über das normale physiologische Maß hinaus erhöht sind, also beide Gewässer gewisse Mengen an Xenoöstrogenen aufweisen. Auch in diesem Fall müsste man eine höhere Belastung im Rhein annehmen, die dann zu einer verstärkten Synthese von Vitellogenin führt.

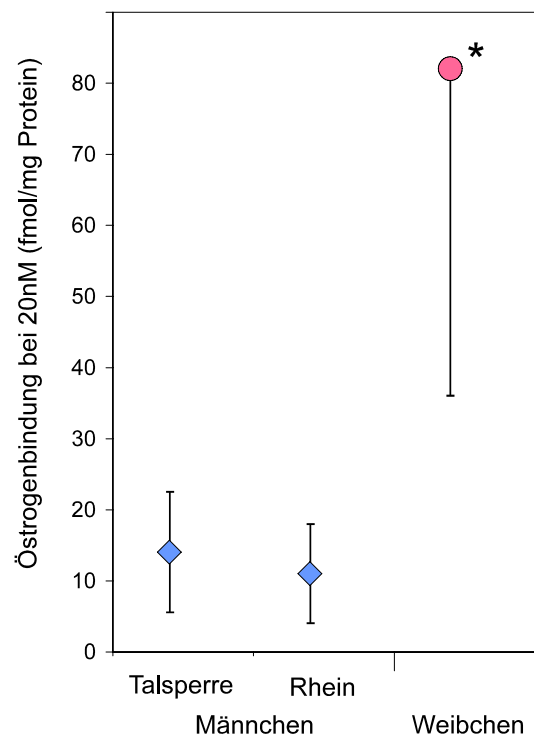


Abb. 10: Östrogenrezeptor-Konzentration im Lebergewebe, die bei einer Inkubation mit 20 nmol Östradiol gemessen wird

Möglicherweise weichen die hormonellen Regelprozesse bei Brassen aber auch von den bei Forellen erhobenen Daten ab. Denkbar wäre, dass eine bestimmte Östrogenmenge zunächst nur die Transkription des Vitellogenin-Gens bewirkt, während die Reaktionsschwelle des Östrogenrezeptor-Gens bei höheren Östrogenkonzentrationen liegt. In diesem Fall würden erhöhte Rezeptor-Werte erst bei einer stärkeren Belastung mit Xenoöstrogenen auftreten.

Zur Bedeutung der erhöhten Vitellogenin-Werte bei Rheinfischen

Für die hier durchgeführten Untersuchungen kann in jedem Fall festgehalten werden, dass die Messung von Vitellogenin im Blut männlicher Brassen eine ausgesprochen sensitive und zuverlässige Methode zur Indikation von hormonellen Störungen bei männlichen Fischen darstellt. Allerdings lässt sich das Ausmaß der Gefährdung anhand der heute vorliegenden Daten noch nicht genau abschätzen. Vergleiche mit Literaturdaten zeigen, dass eine Vervierfachung von Vitellogeninkonzentrationen nicht unbedingt als gravierend angesehen werden muss. Bei Untersuchungen an männlichen Forellen wurden in abwasserbelasteten Bereichen durchaus

Werte gemessen, die um das 100.000fache und mehr über den Werten von Kontrolltieren lagen (KIME et al. 1999). Es wäre aber verfrüht, daraufhin eine Entwarnung für den Rhein auszusprechen. Immerhin erreichen die Werte der Männchen dort 71 % des weiblichen Mittelwerts. Auch die Abweichung der Östrogenrezeptor-Daten von den bei Forellen gefundenen Verhältnissen macht deutlich, dass eine Übertragung der Ergebnisse von einer Fischart auf die andere nicht ohne weiteres möglich ist. Zieht man weiter das Auftreten von Eizellen in drei Hoden von Rheinbrassen in Betracht, dann spricht auch dies für eine nicht unerhebliche Gefährdung. In dieser Situation sind weitere Untersuchungen über die Dosis-Wirkungs-Beziehung von Östrogenen und Vitellogenin bei Brassen erforderlich. Das Ziel derartiger Untersuchungen ist es, eine bestimmte Vitellogenin- und Östrogenrezeptor-Messung einer Konzentration von Östradiol zuzuordnen, die im kontrollierten Experiment die gleichen Wirkungen hervorruft. Messungen an freilebenden Brassen könnten dann genutzt werden, um eine noch unbekannte Belastung mit Xenoöstrogenen gewissermaßen in „Östrogeneinheiten“ zu quantifizieren. Angesichts der potenziellen Gefahr, die von hormonell aktiven Schadstoffen auch für den Menschen ausgeht, halten wir weitergehende Untersuchungen dieser Phänomene für dringend geboten.

Literatur

- BÄTSCHER, R.; C. STUDER & K. FENT (1999): Stoffe mit endokriner Wirkung in der Umwelt. Schriftenreihe Umwelt Nr. 308. Hrsg.: Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR KLINISCHE UND EXPERIMENTELLE PHARMAKOLOGIE UND TOXIKOLOGIE (DGPT) (1999): Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt: Xenoöstrogene. DGPT-Forum, Heft 24
- FLOURIOT, G. (1995): Influence of xenobiotics on rainbow trout liver estrogen receptor and vitellogenin gene expression. *J.Mol.Endocrinol.* 15:143-151.
- FLOURIOT, G.; F. PAKDEL, B. DUCOURET, Y. LEDREAN, & Y. VALOTAIRE (1997): Differential regulation of two genes implicated in fish reproduction: Vitellogenin and estrogen receptor genes. *Mol.Reprod.Dev.* 48:317-323.
- GIMENO, S.; H. KOMEN, S. JOBLING, J. SUMPTER & T. BOWMER (1998): Demasculinisation of sexually mature male common carp, *Cyprinus carpio*, exposed to 4-tert-pentylphenol during spermatogenesis. *Aquatic Toxicology (Amsterdam)* 43: 93-109.
- Gülden, M.; A. Turan & H. Seibert (1997): Substanzen mit endokriner Wirkung in Oberflächengewässern. Forschungsbericht 10 204 279, Umweltbundesamt (UBA) - FB 97-068.
- KIME, D.E.; J.P. NASH & A. P. SCOTT (1999): Vitellogenesis as a biomarker of reproductive disruption by xenobiotics. *Aquaculture* 177:345-352.
- LEHMANN, J. & F.-J. STÜRENBERG (1998): Mögliche Beeinträchtigung der Fortpflanzungspotenz von Fischen durch endokrin-wirksame Pestizide und Industriechemikalien, LÖBF-Jahresbericht 1998, S. 157-162.
- MATTHIessen, P.; Y. T. ALLEN, C. R. ALLCHIN, S. W. FEIST, M. F. KIRBY, R. J. LAW, A. P. SCOTT, J. E. THAIN & K. V. THOMAS (1998): Oestrogenic endocrine disruption in flounder (*Platichthys flesus* L.) from United Kingdom estuarine and marine waters. Science Series Technical Report 107. Lowestoft: Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS).
- SHIBATA N. & S. HAMAGUCHI (1988): Evidence for the sexual bipotentiality of spermatogonia in the fish, *Oryzias latipes*. *J.Exp.Zool.* 245:71-77.
- SLOOFF, W. & E. KLOOTIJK-VANDIJK (1982): Hermaphroditism in the bream, *Abramis brama* (L.). *Journal of Fish Diseases* 5: 79-81.
- WEBSTER, P.W.; J. H. CANTON & A. BISSCHOP (1985): Histopathological study of *Poecilia reticulata* (Guppy) after longterm b-hexachlorocyclohexane exposure. *Aquatic Toxicology* 6: 271-296.



7 Gewässerstrukturgüte der Fließgewässer

7. Gewässerstrukturgüte der Fließgewässer

Prof. Dr. Günther Friedrich & Stefan Meyer-Höltzl (LUA)

Zur Erfassung des vorhandenen Gütezustandes, zur Formulierung von Gütezielen und zur Kontrolle der erzielten Güteverbesserungen ist es erforderlich, die „Gewässerstrukturgüte“ in ähnlicher Weise messen, bewerten und kartenmäßig dokumentieren zu können wie die „biologische Gewässergüte“. Die Gewässerstrukturgüte soll als allgemein verbindliche Bewertungsgrundlage bei der Gewässerrenaturierung und der Gewässerentwicklungsplanung dienen. Sie ist geeignet strukturelle Defizite aufzuzeigen und Verbesserungen zu dokumentieren. Seit Ende 1998 wird in Nordrhein-Westfalen landesweit die Gewässerstrukturgüte nach dem LUA-Merkblatt Nr. 14 „Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen – Kartieranleitung“ erfasst. Es beruht auf dem landesweit von der LAWA unter maßgeblicher Beteiligung von NRW erarbeiteten und erprobten Verfahren (LAWA 1998).

Das Verfahren der Gewässerstrukturgütekartierung ist als Planungs- und Entscheidungsgrundlage für unterschiedliche Anwendungsbereiche aufgebaut. Es soll insbesondere folgenden Zwecken dienen:

- Erfassung und kartenmäßige Dokumentation des vorhandenen Gewässerstrukturgütezustandes, der erzielten Verbesserungen (Erfolgskontrolle) sowie des weiterhin bestehenden Handlungsbedarfs.
- Formulierung von Strukturgütezielen, die generell oder im Einzelfall zu erzielen oder zu sichern sind.
- Bewertung von geplanten Wasserbaumaßnahmen, Gewässerunterhaltungsmaßnahmen und Ausgleichsmaßnahmen.
- Effizienznachweis von ausgeführten Gewässerentwicklungs- und Gewässerrückbaumaßnahmen.

Methode

Das vorliegende Verfahren ist auf natürliche Fließgewässer anzuwenden. Es ist sowohl in der Landschaft als auch in Siedlungen anwendbar und

ausgelegt für die Erfassung von kleinen und mittelgroßen Gewässern mit Bettbreiten bis ca. 10 m sowie sichtbarer Sohle.

Unter dem Begriff der Gewässerstruktur werden hier alle räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbettes und seines Umfeldes verstanden, soweit sie hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam und für die ökologischen Funktionen des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind. Die einzelnen Strukturkomponenten können natürlicherweise entstanden, vom Menschen geschaffen oder in ihrer Entstehung von Menschen hervorgerufen worden sein.

Die Gewässerstrukturgüte ist ein Maß für die ökologische Qualität der Gewässerstrukturen und der durch diese Strukturen angezeigten dynamischen Prozesse. Die Gewässerstrukturgüte bewertet die durch diese Strukturen angezeigte ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässer.

Die Ermittlung der Gewässerstrukturgüte ist ein Bewertungsvorgang. Er basiert zunächst auf der objektiven und jederzeit nachvollziehbaren Erhebung von Strukturelementen des Gewässers und seines Umfeldes anhand eines vorgegebenen Parametersystems. Diese Strukturelemente werden als Einzelparameter bezeichnet. Es handelt sich dabei um besonders bewertungsrelevante Indikatoren der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. Beispiel: „Laufkrümmung“ und „Breitenvarianz“ sind unterschiedliche Einzelparameter.

Je nach Naturraum bzw. menschlichem Einfluss sind diese Einzelparameter unterschiedlich ausgeprägt. Die Ausprägung wird in definierten Merkmalsreihen abgefragt und als Zustandsmerkmal bezeichnet. Beispiel: „gering“ und „sehr hoch“ sind unterschiedliche Zustandsmerkmale des Einzelparameters „Strömungsdiversität“.

Die 25 bewertungsrelevanten Einzelparameter sind nach ihren Indikatoreigenschaften gruppiert und den 6 Hauptparametern Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur, Querprofil, Uferstruktur und Gewässerserumfeld zugeordnet.

Die Einzelparameter und ihre Zustandsmerkmale liefern ein differenziertes Bild der Gewässerstruktur. Für die Bewertung werden sie in systematischen Einheiten zusammengefasst. Es erfolgt eine schrittweise Aggregation der Bewertungen von der Einzelparameterbewertung über sogenannte funktionale Einheiten zu einer Bewertung der sechs Hauptparameter und einer Gesamtbewertung. Die Bewertungen der sechs Hauptparameter können auch zu einer Bewertung der Bereiche Sohle, Ufer und Land aggregiert werden.

Die Bewertung setzt sich zusammen aus einer indexgestützten Haupt- und Einzelparameterbewertung und einer Bewertung anhand funktionaler Einheiten. Beide Bewertungskomponenten werden im Sinne einer Plausibilitätskontrolle auf Hauptparametererebene vergleichend zusammengefasst.

Maßstab der Bewertung ist der heutige potenzielle natürliche Gewässerzustand (hpnG). Das ist der Zustand, der sich nach Auflassung vorhandener Nutzungen in und am Gewässer und seiner Aue sowie nach Entnahme aller Verbauungen einstellen würde. Die beste Bewertung (Güteklasse 1) ist an diesem Leitbild ausgerichtet. Da dieser Zustand je nach Naturraum und Gewässergröße verschieden sein kann, werden für die im wesentlichen zu unterscheidenden Gewässertypen verschiedene Bewertungsreferenzen, die naturraumspezifischen Leitbilder zugrundegelegt, die in den LUA-Merkblättern Nr. 16 und 17 (1999) publiziert sind.

Die Ermittlung der Gewässerstrukturgüte erfolgt in Anlehnung an die biologische Gewässergütebewertung in sieben Stufen, in denen der Grad der Abweichung von der Klasse 1 „naturnah“ ermittelt wird (Abb.). Die Bewertungsergebnisse werden in Gewässerstrukturgütekarten dargestellt.

Mit der systematischen Erfassung der Gewässerstrukturgüte der Fließgewässer wurde in Nordrhein-Westfalen 1998 begonnen, nachdem im Zuge der Methodenentwicklung und Erprobung bereits Kartierungen erfolgt sind.

Stand der Gewässerstrukturgütekartierung in Nordrhein-Westfalen

Im Rahmen der Gewässerstrukturgütekartierung erfolgt die mobile elektronische Datenerfassung mit Hand-Computern (Palm Pilots) durch das Programmpaket „Beach GSG“. In erster Priorität sind dazu 142 kleine bis mittelgroße Fließgewässer (bis ca. 10 m Wasserspiegelbreite) mit einer Fließlänge größer 20 km in NRW ausgewählt worden. Diese werden zur Zeit kartiert (Kartierungsmaßstab 1 : 25.000). Die Ergebnisse der Kartierung werden als thematische Karte im Maßstab 1 : 300.000 als Landeskarte für Nordrhein-Westfalen veröffentlicht. Gleichzeitig ist eine automatisierte Kartenerstellung der Strukturgüte in folgenden Maßstäben möglich (DV-System Arc View):

Maßstab 1 : 5.000	– Planungen, Umsetzung von Maßnahmen z. B. durch Staatliche Umweltämter
Maßstab 1 : 25.000	– Kartierungsmaßstab auf Grundlage der Gewässerstationierungskarte NRW
Maßstab 1 : 100.000	– Karte für staatliche Verwaltungsgremien, z. B. Bezirksregierungen, Staatliche Umweltämter – Aggregation der Strukturgüte auf 1000 m
Maßstab 1 : 300.000	– Landeskarte – Aggregation der Strukturgüte auf 1000 m
Maßstab 1 : 1.000.000	– Bundeskarte – Aggregation der Strukturgüte auf 1000 m.

Zusätzlich wird ein frei variierender Maßstab zur Darstellung der Strukturgüte angeboten. Maximal können 5 Bänder der Strukturgüte in 100 m Abschnitten abgebildet werden und zwar in den Bereichen Sohle, Ufer links und rechts, Land links und rechts. Die Darstellung von Strukturgütedaten in kleinmaßstäblichen Karten (< 1 : 100.000) kann dagegen nicht in 100 m Abschnitten erfolgen. Für die Erstellung von Gewässerstrukturgütekarten in kleineren Maßstäben sind die 100 m Abschnitte nach einer im o. g. Merkblatt vorgegebenen Aggregationsvorschrift zu aggregieren und die abzubildenden Bänder entsprechend zu reduzieren.

Im Rahmen des Projektes „Nachhaltige Wasserkraftnutzung in NRW“ des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen sind darüber hinaus für alle

Gewässerstrukturgüte



Güteklasse 1:

naturnah

Laufkrümmung

Quersteinbauwerke



Güteklasse 2:

bedingt naturnah

Verrohrung

Sohlensubstrat



Güteklasse 3:

mäßig beeinträchtigt

Sohlenverbau



Güteklasse 4:

deutlich beeinträchtigt

Profiltiefe



Güteklasse 5:

merklich geschädigt

Uferbewuchs



Güteklasse 6:

stark geschädigt

Uferverbau



Güteklasse 7:

übermäßig geschädigt

Flächennutzung

Gewässerrandstreifen

Querbauwerke mit einer Absturzhöhe von mindestens 20 cm wesentlich umfangreichere Daten zu erheben. Diese Erhebung dient als Grundlage für eine umfassende ökologische und ökonomische Bewertung und die Erarbeitung von Entscheidungshilfen bezüglich Wiederinbetriebnahme ehemaliger Wasserkraftnutzungen oder Abriss der betreffenden Querbauwerke.

Aus verfahrensökonomischen Gründen soll die detaillierte Erhebung der Querbauwerke in der Regel im Rahmen der landesweiten Gewässerstrukturgütekartierung durch die damit beauftragten Büros erfolgen. Daher wurde im Auftrag des Landesumweltamtes mit „Beach WKN (Wasserkraftnutzung)“ ein weiteres Programm für Palm OS-Organizer entwickelt, mit dem diese Daten erhoben und auf PC gespeichert werden können.

Für die Erfassung der Querbauwerke sind in zweiter Priorität über 230 kleine bis mittelgroße Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet größer 20 km² und einer Flusslänge größer 10 km durch das LUA in Nordrhein-Westfalen ausgewählt worden, die nun gleichzeitig mit der Gewässerstrukturgüte kartiert werden.

Unter der Federführung des LUA ist von einer Arbeitsgruppe für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer (über 10 m Wasserspiegelbreite) eine Kartieranleitung auf der Grundlage der Kartieranleitung gemäß dem LUA-Merkblatt Nr. 14 erarbeitet worden. Die Strukturgütekartierung und Bewertung der mittelgroßen bis großen Fließgewässer wird noch in diesem Jahr angestrebt.



8 Ausblick

8.1 Rohstoffgewinnung in Flussauen:

Über die nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen und die Wiederherstellung autotypischer Lebensräume am Beispiel der Weser

Dr. Norbert Kirchhoff (StUA Minden)

Die ökologischen Folgen des Eingriffs

Die Rohstoffgewinnung in nordrhein-westfälischen Flussauen im bisherigen Umfang und in der derzeit praktizierten Art und Weise ist aus ökologischen Gründen nicht verantwortbar, da der Grundsatz jeder ökonomisch und ökologisch vertretbaren Rohstoffnutzung – das Prinzip der Nachhaltigkeit – krass verletzt wird.

Eine nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen bedeutet, dass man einer Flusslandschaft nur so viel Sand und Kies entnehmen kann, wie der Fluss selbst durch Ablagerungen infolge von dynamischen Prozessen wieder neu bilden kann.

Von einer nennenswerten Neubildung von Sand und Kies an den Ufern und Auen nordrhein-westfälischer Flüsse kann jedoch beim derzeitigen Zustand der Gewässer keine Rede sein. Das bedeutet auch, dass die Sand- und Kiesindustrie, die derzeit die Flussauen unter Verletzung von ökologischen und ökonomischen Grundsätzen im wahrsten Sinne des Wortes ausbeutet, sich selbst den Ast absägt, auf dem sie sitzt.

Die grundlegenden Voraussetzungen für eine umweltverträgliche Rohstoffnutzung in Flussauen sind:

1. Die Wiederherstellung einer Gewässerdynamik, die eine Erneuerung von Sand- und Kiesablagerungen ermöglicht.
2. Eine nachhaltige Rohstoffnutzung, d.h. ein sofortiger Stop der rasanten Verschleuderung der Sand- und Kiesvorkommen. Die z. Zt. nicht erneuerbaren Bodenschätze sind schonend und verantwortlich zu nutzen. Sie dürfen nur noch für spezielle Bauvorhaben verwendet werden, wenn andere Baustoffe (z. B. Holz oder Recyclingprodukte) aus technischen Gründen nicht verwendet werden können.
3. Die vorrangige Berücksichtigung ökologischer Erfordernisse, wenn in Flussauen zukünftig noch Rohstoffe gewonnen werden sollen.

Was im Einzelfall zu tun ist, wird im folgenden am Beispiel der Rohstoffgewinnung an der Weser dargestellt.

Neben der intensiven Landwirtschaft und den Maßnahmen zum Ausbau und zur Unterhaltung der Weser zur Förderung der Schifffahrt mit immer größeren Schiffseinheiten stellt auch die Rohstoffgewinnung eine erhebliche Belastung für die Flussauen von Weser, Werra und Fulda dar.

Durch den Abbau entstehen tiefe mit Grundwasser gefüllte Löcher in der Aue, die nach Beendigung der Sand- und Kiesausbeute als „offene Wunden“ in der Landschaft zurückbleiben.

Die oft postulierte Funktion der Baggerseen als autotypische Ersatzlebensräume ist in der Praxis aufgrund von strukturellen Mängeln (Größe, Form, Tiefe) und der praktizierten Folgenutzung (Baden, Angeln, Surfen, Segeln u. a.) in der Regel nicht gegeben.

Durch die Abgrabung in der Flussaue werden die Schutzgüter *Landschaftsbild, Klima, Gewässer, Boden, Arten und Lebensgemeinschaften* erheblich betroffen.

Insbesondere die Schutzgüter Gewässer und Boden werden bei der bisher üblichen Genehmigungspraxis meist vernachlässigt. Im Bereich der Abgrabung kommt es durch die Schaffung eines Oberflächengewässers zu einem Verlust der Regelungsfunktion (z.B. Filterung, Pufferung, Speicherung und Regeneration) natürlich gewachsener Aueböden und zu dem Verlust der Lebensraumfunktion für terrestrische Pflanzen und Tiere. Die Abgrabung zerstört die anstehende geologische Schichtenfolge und bedeutet sowohl den Verlust des Bodens als nachhaltiges Naturgut, als auch den Verlust eines natur- und landschaftsgeschichtlichen Elements und Archivs. Insgesamt führen Abgrabungen zu einem irreversiblen Totalausfall des vorhandenen Bodenpotentials.

Der Konflikt zwischen Anspruch und Wirklichkeit

Die Bemühungen um den Schutz von Flussauen sind nicht neu. Auenschutzprogramme oder ähnliche Aktivitäten der Umweltverwaltungen gibt es in vielen Bundesländern, so z. B. auch in NRW (Abb. 1).

Obwohl die politischen Zielvorgaben eindeutig sind, werden sie bei der Abgrabungspraxis vor Ort nicht beachtet, denn die Abgrabungswirklichkeit an der Weser sieht anders aus (Abb. 2).

Diesen Konflikt aufgreifend hat die ARGE Weser 1996 im Rahmen der „Ökologischen Gesamtplanung Weser“ u. a. Vorschläge erarbeitet, um in Zukunft ein länderübergreifendes einheitliches Vorgehen zum Schutz der Weseraue vor einer weiteren unkontrollierten Inanspruchnahme durch die Sand- und Kiesindustrie sicherzustellen.



Die Chance für die Zukunft

Zur Ermöglichung einer künftigen umweltverträglichen Rohstoffnutzung in Flussauen ist auf der Basis der genannten grundsätzlichen Voraussetzungen eine Kombination von 3 Einzelschritten erforderlich:

1. Ein länderübergreifender **Abgrabungsrahmenplan** für die gesamte Flussregion (Abb. 3)
3. Ein **Ausgleich und Ersatz** für den nicht vermeidbaren Eingriff (Abb. 5)

Abgrabungsrahmenplan für die gesamte Weserregion

- von den beteiligten Ländern untereinander abgestimmt
- keine isolierte Betrachtung von Einzelvorhaben, sondern
- Beurteilung im Gesamtzusammenhang der Weserregion und ihrer Entwicklungsziele

Abgrabungsrahmenpläne sind unverzichtbar zur:

-  Sicherung und Entwicklung einer naturnahen Flußaue
-  Schaffung eines Ausgleichs zwischen konkurrierenden Interessen
-  Feststellung des tatsächlichen volkswirtschaftlichen Bedarfs von Sand und Kies
-  Festlegung der naturraumtypischen ökologischen Erfordernisse
-  Lenkung einer umweltverträglichen Rohstoffgewinnung
-  Erstellung einer auentypischen Herrichtungs- und Entwicklungsplanung
-  nachträglichen Einbindung von ökologisch unzureichend gestalteten bereits vorhandenen Baggerseen

Abb. 3

Ausgleich und Ersatz für den Eingriff

falls die Rohstoffgewinnung in der Aue nicht vermeidbar ist:

A verbindliche Festlegungen zur Biotopgestaltung + Folgenutzung

standortgerecht, naturnah, auentypisch

B 1 : 1 Ausgleich



als Ersatz für den irreversiblen Verlust einer Auenfläche, insbesondere des Bodenpotentials

-  Kauf einer gleichgroßen Auenfläche durch Unternehmer
-  Herausnahme aus jeder Nutzung
-  Zulassung einer natürlichen Entwicklung
-  Sicherstellung auf unbegrenzte Zeit

Abb. 5

2. Eine umfassende Umweltverträglichkeitsprüfung (Abb. 4)

Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)

für Neubabgrabungen und Erweiterungen

- wichtige Grundlage der Umweltvorsorge
- schutzgutbezogene Prüfung einschl. Wechselwirkungen
- auch Prüfung der Eingriffsvermeidung

Die umfassende Durchführung des UVP-Verfahrens ist unverzichtbar zur:

- Darstellung und Bewertung der Auswirkungen
- Klärung der Bedarfsfrage
- Prüfung von räumlichen Alternativen
- Festlegung von Beschränkungen
- Prüfung von Vermeidungs- und Substitutionsstrategien

Ohne eine sachgerechte Berücksichtigung aller Punkte ist die UVP wertlos und verkommt zu einer bloßen Anpassungsplanung mit geringem und oft nur kosmetischem Einfluß.

Abb. 4

Ziel dieses Vorgehens ist die Erhaltung, Wiederherstellung und Entwicklung einer auentypischen, naturnahen Flusslandschaft bei gleichzeitiger Ermöglichung einer nachhaltigen, umweltverträglichen Rohstoffnutzung.

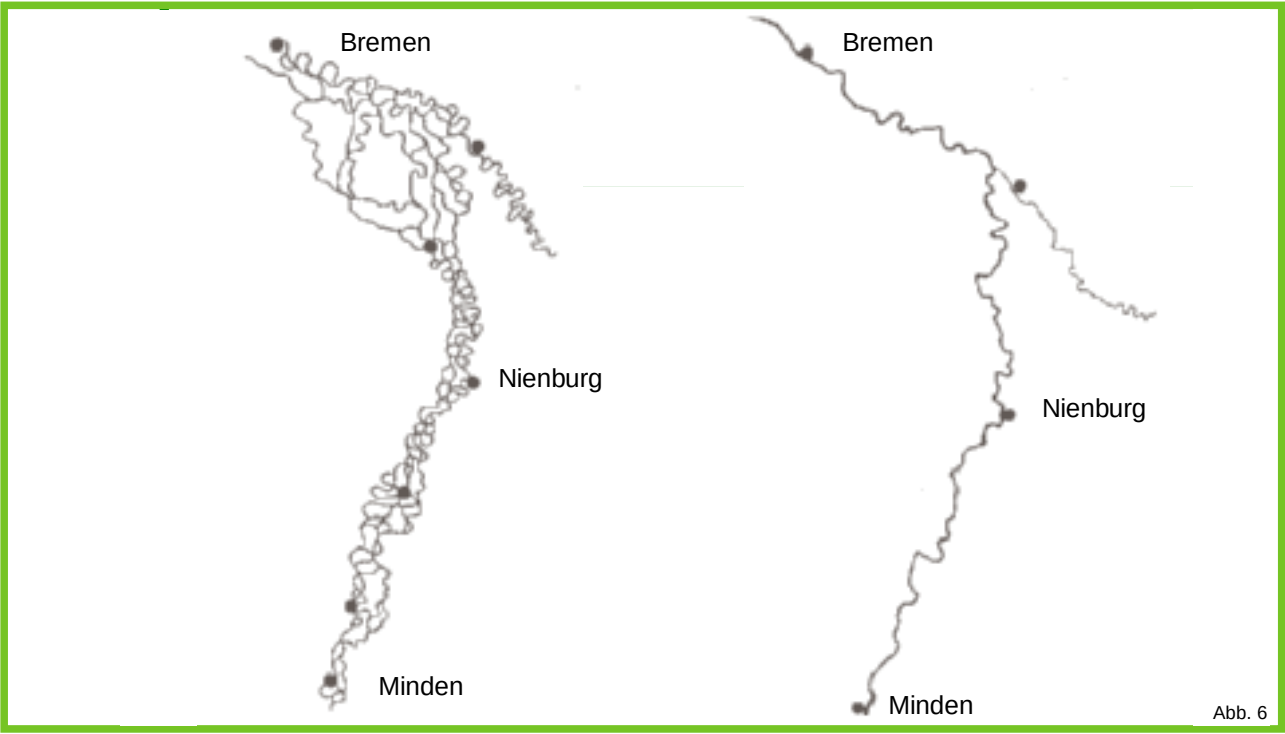
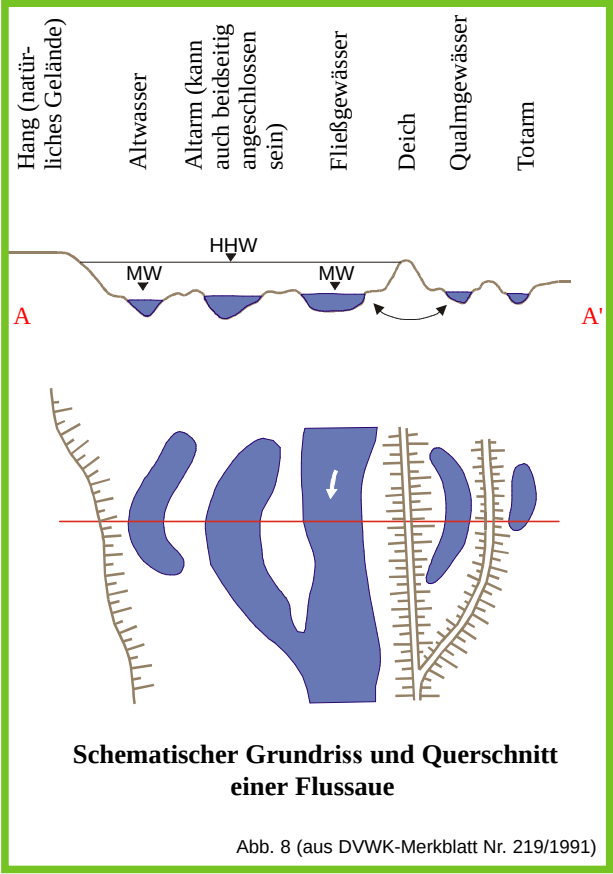
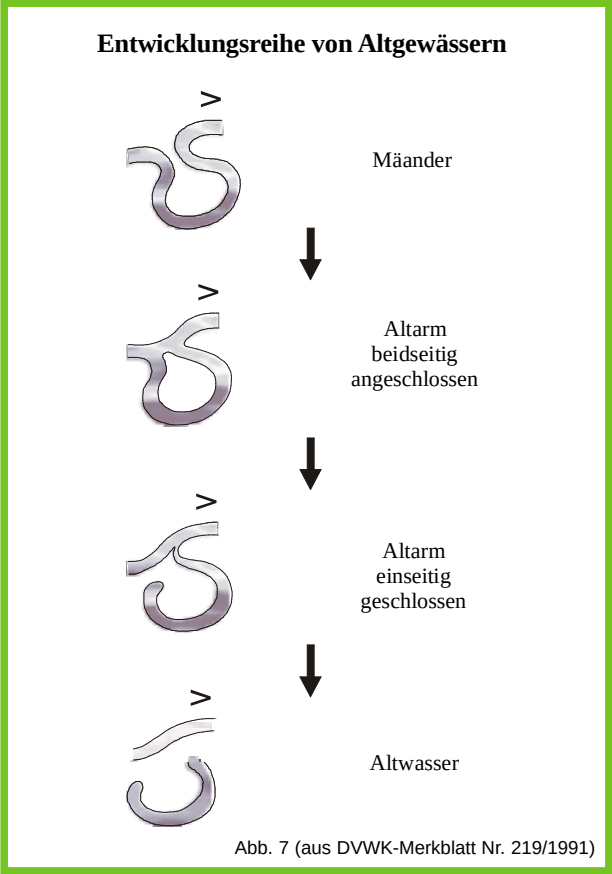


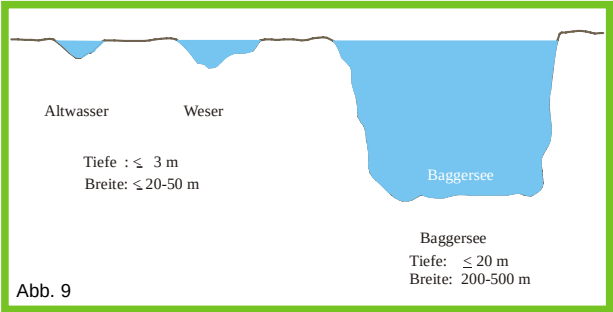
Abb. 6

Der Vergleich der historischen Flussaue mit der heutigen zeigt eindrücklich das ganze Ausmaß der ökologischen Verarmung der derzeitigen Weserlandschaft (Abb. 6). Am Beispiel des verschlungenen historischen Weserverlaufs, der für den heutigen Kiesreichtum in der Aue verantwortlich ist, wird

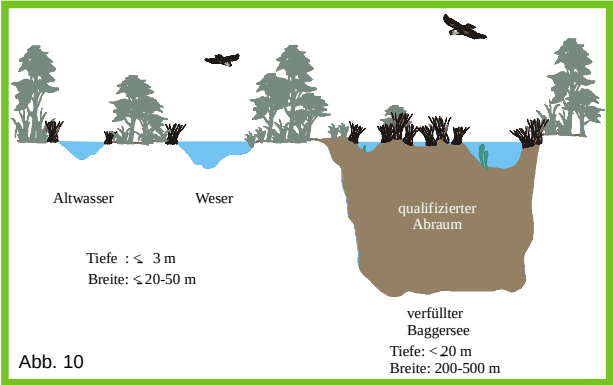
erkennbar, wie neu geschaffene Gewässer in die Aue integriert werden müssen, um als naturraumtypisch gelten zu können. Sie müssen sich in Größe, Form und Tiefe an Altarmschlingen orientieren (Abb. 7 und 8).



Beim Vollzug der derzeitigen Abgrabungspraxis im Wesereinzugsgebiet ist der Baggersee (Abb. 9) immer sehr viel größer und tiefer als der benachbarte Fluss und kann wegen seiner naturraumfremden Gestalt nicht ökologisch sinnvoll in die Aue integriert werden.



Dass es auch anders geht, zeigt Abbildung 10. Hier wurde durch die Verfüllung des viel zu großen und tiefen Baggersees mit qualifiziertem Abraum aus der Sand- und Kiesgewinnung, dessen Verwendung vielerorts in der Weseraue ein Problem darstellt, ein autentypischer und ökologisch hochwertiger Lebensraum geschaffen. Jetzt kann dieses ehemalige Abgrabungsgelände bei Fehlen konkurrierender Folgenutzungen und bei der Zulassung entsprechender Entwicklungsmöglichkeiten tatsächlich zu einem Altarmersatz und somit zu einem integrierten Bestandteil der Flusslandschaft werden.



Wesentlichstes Kriterium für künftige Abgrabungsgenehmigungen muss neben dem 1:1-Ausgleich für die Inanspruchnahme der Fläche die verbindliche Festlegung einer autentypischen Gestaltung des Abgrabungsgeländes und die naturraumtypische Einbindung in die Flusslandschaft sein.

Eine Vision von einer zukünftigen naturnahen Umgestaltung von Flussauen, die so oder ähnlich Wirklichkeit werden könnte, zeigen die Abbildungen 11 und 12. Das Bild aus dem Nationalpark „Unteres Odertal“ bei Schwedt in Brandenburg stellt einen Aspekt des noch weitgehend naturnahen Zustandes der Oderaue dar und dient als Beweis dafür, dass eine von Menschen intensiv bewohnte und gestaltete Landschaft kein Hindernis für eine ökologisch hochwertige Flusslandschaft sein muss.





Nationalpark „Unteres Odertal“

Abb. 12 (Foto: Nationalparkverwaltung „Unteres Odertal“)

Der derzeitige ökologische Zustand der Oder kann und soll als Beispiel dienen für die künftig geplanten ökologischen Verbesserungen in den Weserauen und an anderen Flüssen in NRW. Die von manchen Kreisen geäußerte Befürchtung einer hierdurch bevorstehenden Entvölkerung Mitteleuropas oder die utopische Beschwörung von Germaniens Wäldern sowie der bei geplanten Maßnahmen zum Gewässerschutz stets übliche Hinweis auf fehlende Finanzmittel ist sicher überzogen. Bei den für die erforderliche ökologische Verbesserung der Flusslandschaften erforderlichen Flächen handelt es sich überwiegend um Überschwemmungsgebiete, die ohnehin als Retentionsräume von Bebauung und intensiver landwirtschaftlicher Nutzung frei gehalten werden sollten, wie die Fotos von Hochwasserereignissen der letzten Jahre an Deutschlands Flüssen eindrucksvoll belegen.

Literatur:

- ALBRECHT, J. & KIRCHHOFF, N. (1987): Ökologie der Weser – Der Fluß als Lebensraum im Wandel der Zeit. aus: Schifffahrt, Handel, Häfen. J. BACHMANN & H. HARTMANN (Hrsg.), J.C.C. BRUNS, Minden 1987.
- DVWK-Merkblätter (1991): Ökologische Aspekte zu Altgewässern, Merkblatt Nr. 219/1991.
- MURL (1994): Natur 2000 in Nordrhein-Westfalen; Leitlinien und Leitbilder für Natur und Landschaft, überarbeitete Fassung März 1994.
- DGL (1995): Untersuchung, Überwachung und Bewertung von Baggerseen; Empfehlungen und Entscheidungshilfen der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V., 1995.
- RHINE-ECONET (1996): Ecological networks in river rehabilitation scenarios; summary report; Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries; Lelystad, 1996.

8.2 Zuviel Salz in der Suppe - Notwendigkeit eines einheitlichen Grubenwasserkonzeptes für Emscher und Lippe

Dr. Dieter Busch & Dr. Horst Büther (StUA Herten)

„Die Gruben-Wasser, welche bey Erweiterung eines Gebäudes sich mehr und mehr häufen, sind eine der größten Beschwerlichkeiten, die bey dem Bergbau aus dem Weg zu räumen sind. Weswegen ein jeder Bergman dahin zu sehen hat, wie er selbige mit Stölln abzapfe, oder wie er sie sonst über und unter denen Stölln am füglichsten los werden kann“.

Johann Gottlieb Kern (1772),
Churfürstlich Sächsischer Edelgestein-Inspektor.

Durch die Nordwanderung des Bergbaus wird die Grubenwassereinleitung in die Lippe zu einem kontinuierlich an Bedeutung zunehmenden ökologischen Problem. Zeitgleich entwickeln sich mit der voranschreitenden Sanierung des ehemaligen Schmutzwassersystems die Grubenwassereinleitungen auch in der Emscher und ihren Nebengewässern zu einer entwicklungshemmenden Einflussgröße. Für das Emschersystem ist zu erwarten, dass mit der fortschreitenden Reinigung der eingeleiteten Abwässer seitens der Wasserqualität die zukünftige Ausbildung einer Fließgewässerbiozönose nicht nur durch den Einfluss kommunaler und industrieller Abwässer, sondern durch den Salzgehalt und weitere Inhaltsstoffe der Grubenwässer limitiert wird.

Wegen der aktuellen Anträge auf Grubenwasserableitung in das Emschersystem müssen schon jetzt die Weichen für die künftige ökologische Entwicklung der betroffenen Fließgewässer gestellt werden. Daher muss geklärt werden, welche ökologischen Anforderungen an die zukünftige Grubenwassereinleitung zu stellen sind, um für das Emschersystem langfristig eine erfolgreiche biologische Wiederbesiedelung zu ermöglichen. Parallel dazu muss die Biozönose der Lippe auf einem niedrigen Salzbelastungsniveau stabilisiert werden.

Im Jahr 1996 wurden ca. 31,8 Mio. m³ Grubenwasser mit einer Chloridfracht von ca. 584.000 t in die Emscher abgeleitet. Derzeit werden im Rahmen des Untersuchungsprogramms Emscher-PLUS in der Emscher, etwa ab Herne bis zur Einmündung in den

Rhein, mittlere Chloridkonzentrationen zwischen 1.500 – 2.500 mg/l gefunden. Oberhalb der Kläranlage Emscher-Mündung lagen die Konzentrationschwankungen im Zeitraum 1991 – 1999 im Bereich von 500 – 3.500 mg/l Chlorid. In den Nebengewässern traten z. T. erheblich höhere Konzentrationen auf. In die Lippe wurde 1996 eine Grubenwassermenge von 20,1 Mio. m³ mit einer Chloridfracht von ca. 508.000 t abgeleitet. Bei der amtlichen Gewässerüberwachung wurden Chloridkonzentrationen zwischen 100 und 1.200 mg/l gemessen, einzelne Konzentrationsspitzen lagen sogar bei 1.400 mg/l.

Gemäß dem Konzept der Emschergenossenschaft (1991) zur Grubenwasserableitung im Emschergebiet werden für die Zukunft bei vergleichmäßiger Einleitung der Grubenwässer in der Emscher Chloridkonzentrationen um 2.000 – 3.000 mg/l erwartet. Die Nebengewässer sollen danach weitgehend grubenwasserfrei gehalten werden. Ausnahmen sind der Roßbach, der Hüller Bach, der Lanferbach, der Schwarzbach und die Berne, in die zur Erhöhung der Mindestwasserführung weiterhin Grubenwasser eingeleitet werden soll. Hier sind Konzentrationen bis zu 8.500 mg/l Chlorid zu erwarten. Die Planung der Emschergenossenschaft geht davon aus, dass aus der Nordwanderung des Bergbaus keine zusätzlichen Grubenwassereinleitungen in das Emschersystem stattfinden. Ein aktuelles Konzept des Landes NRW zur Grubenwassereinleitung ins Emschersystem besteht bisher nicht. Die Lippe und der Wesel-Datteln-Kanal sind für die zusätzliche Einleitung von Grubenwässern aus der Nordwanderung des Bergbaus nicht geeignet.

Bergbau und Grubenwässer

Im Zuge seiner ständigen Nordwanderung verließ der Bergbau bereits um 1840 die Ruhrzone im Süden des Reviers und nahm zwischen 1860 und 1870 den Grubenbetrieb in der Emscherzone, d. h. in der Region Oberhausen, Altenessen, Gelsenkirchen, Herne und Castrop auf. Um 1900 erfolgte eine erste bergwirtschaftliche Erschließung der Lippezone um Dorsten, Marl und Datteln. Frühe Steinkohlebergwerke nördlich der Lippe waren die

Schächte Rabod und Sachsen bei Hamm und Fürst Leopold und Baldur bei Dorsten, die bereits in der Mitte des 20. Jahrhunderts entstanden. Die oberen kohleführenden Gesteinsschichten liegen an der Lippe bereits 600 bis 800 m tief und fallen nordwärts bis Münster auf Tiefen um 1.400 m ab (SLOTTA 1991). Die derzeit stattfindende, weitere Nordwanderung geschieht in Form von sogenannten „Anschlussbergwerken“. Dabei werden von den bestehenden Förderstandorten aus neue Lagerstätten im Norden von Untertage her erschlossen, die bereits bestehende Infrastruktur kann weiter genutzt werden. Neu in der Abbauplanung ist derzeit z. B. der Bereich Olfen.

Der Bergbau muss das ihm untertage zufließende Wasser ständig abpumpen, um die Kohleförderung aufrechterhalten zu können. Das zufließende Grubenwasser ist mehr oder weniger salzhaltig und ist daher als Brauchwasser nicht geeignet. Die mechanische Wasserhaltung durch Dampfmaschinen wurde im Jahr 1808 auf der Bochumer Zeche „Vollmond“ eingeführt. Bereits 1899 mussten für eine Kohleförderung von 55 Millionen Tonnen ca. 170 Mio. m³ Grubenwasser gehoben werden. Derzeit fällt in den nördlichen Abbaugebieten pro Tonne geförderter Kohle eine Grubenwassermenge von ca. 1 m³ an (LWA 1986).

Die Wasserzuflüsse zu den Kohleschächten im südlichen Ruhrgebiet stammten überwiegend aus den Niederschlagswässern, die über die zutage tretenden Schichten und durch das Deckgebirge in die Grubenräume eindringen. Die anfallenden Grubenwassermengen im südlichen Ruhrgebiet sind eng mit den Niederschlagsmengen korreliert, die anfallende Menge ist vom Rückgang der Steinkohleförderung unabhängig. Zusätzlich fließen dem Kohlebergbau salzhaltige Tiefenwässer und aufsteigende Thermalwasser zu. Das Wasser bewegt sich im Gebirge in wasserführenden Horizonten an tektonischen Störungen entlang und durch das Hohlraumsystem, das der Bergbau geschaffen hat. Die im Zuge des Kohleabbaus erfolgte Absenkung und Beeinträchtigung der hangenden Schichten hat weitere Klüfte und Verbindungswege entstehen lassen. Mittlerweile sind die einzelnen Grubenbauten durch den flächigen Abbau miteinander verbunden, so dass sich das Wasser über zahlreiche Verbindungen im Grubengebäude des Ruhrbergbaus über viele Kilometer bewegen kann.

Mit der wachsenden Mächtigkeit des Deckgebirges nehmen die Zuflüsse aus den Niederschlägen ab und waren in der Emscher-Lippezone unterhalb der wasserabweisenden Mergelschichten des Emscherhorizontes ursprünglich am geringsten. *„Diese Abnahme muss mit der Nordwanderung des Bergbaus im Süden des Münsterlandes nicht Bestand haben, hier können größere Grubenwasserzuflüsse nicht ausgeschlossen werden, die zum Teil aus dem Süden des Reviers stammen.“* (SLOTTA 1991). In den nördlichen Abbaugebieten stammen die Grubenwässer überwiegend aus dem Bereich tektonischer Störungen. Die gehobenen Sumpfungswässer weisen hier keine engen Korrelationen mit den Niederschlagsmengen auf.

Um die nach Norden einfallenden Flöze für den Abbau trocken zu halten, ist die Weiterführung der Wasserhaltung in den alten Abbaubereichen im Süden des Ruhrgebietes erforderlich. Zu diesem Zweck wurden in den 70er Jahren zentrale Wasserhaltungen in der Emscher- und Hellwegzone eingerichtet, die die Wasserhebung der stillgelegten Zechen übernahmen. Diese zentralen Wasserhaltungen bilden quasi einen „Puffer“ für die nördlich liegenden, noch in Förderung stehenden Schachtanlagen.

Chemisch-physikalische Beschaffenheit des Grubenwassers

Mit zunehmender Tiefe weisen die Sumpfungswässer immer höhere Salzkonzentrationen auf. Die Herkunft des Salzes wird einerseits aus den Salzlagern des Zechsteines, Röts und Muschelkalks in Nord- und Nordwestdeutschland erklärt, in denen das Wasser auf größeren Störungen und Klüften zirkuliert und wandert. Andererseits wird das Grubenwasser als „connate water“, d. h. als fossiles Meerwasser aus dem Porenraum der Sedimente angesehen. Im deckgebirgsfreien südlichen Ruhrgebiet (Mühlheim-Essen-Dortmund) bestehen die Grubenwässer überwiegend aus Hydrogen-Karbonatwässern, die durch die Niederschläge stark beeinflusst werden. In den Schichten darunter, bis ca. 500 m Tiefe, kommen Sulfat-Wässer mit teilweise mehreren g/l Sulfat vor. Diese Sulfate entstehen durch die Oxidation des im Nebengestein der Flöze häufig vorkommenden Pyrit (FeS₂).

Die eigentlichen, tiefen Grubenwässer im Ruhrrevier und damit die wesentlichen Grubenwässer im

heutigen Bergbaubereich sind Chloridwässer, deren Belastung überwiegend aus Kochsalz (NaCl) besteht und Konzentrationen über 50 g/l erreichen kann. Zusätzlich liegen in diesen Tiefenwässern auch geringere Anteile von Calcium-, Magnesium-, Barium-, Strontium-, Jod-, Lithium- und Bromchloriden vor. Der Chloridgehalt der Tiefenwässer nimmt deutlich von Südost nach Nordwest zu, die höchsten Salzkonzentrationen wurden bisher im Raum Bottrop-Oberhausen festgestellt (LV 1988).

Die Grubenwässer weisen entsprechend ihrer Tiefenlage erhöhte Temperaturen auf. In Einzelfällen wurden bis zu 60 °C gemessen. Die Sole des Blumenthaler Sprungs in der Zeche Auguste Victoria hat eine Temperatur von 55,5 °C. Nach den Angaben der Ruhrkohle AG lagen im Jahr 1987 die Temperaturen der Grubenwässer (über Tage) im Lippegebiet zwischen 17,5 und 34 °C (im Mittel bei 26,5 °C) und trugen so zu einer thermischen Gewässerbelastung bei (LV 1988).

Weitere problematische Grubenwasserinhaltsstoffe

Neben den enormen Salzfrachten weisen die Grubenwässer zusätzlich Kontaminationen mit weiteren Problemstoffen auf. Hierzu zählen z. B. die früher als Hydraulikflüssigkeit untertage in großen Mengen eingesetzten **Polychlorierten Biphenyle (PCBs)**. Diese sind chemisch äußerst stabil und in der Natur schwer abbaubar. Sie sind toxisch und reichern sich vor allem im Fettgewebe von Organismen an. Wegen ihrer gesundheitsschädigenden Wirkung wurde der Einsatz von PCB-haltigen Produkten weltweit eingeschränkt. Seit 1986 dürfen im Steinkohlebergbau keine PCBs mehr eingesetzt werden, PCB-haltige Geräte oder Einrichtungen durften aber bis zum Ende ihrer technischen Einsatzfähigkeit weiter verwendet werden. Durch Leckagen freigesetzte Hydrauliköle werden über das Grubenwasser oder mit dem übertage anfallenden Kohlenwaschwasser in die Flüsse eingetragen.

Seit 1985 wurden im Bergbau Ersatzstoffe für die PCBs eingesetzt. Es handelte sich hierbei um technische Gemische aus isomeren Tetrachlorbenzyltoluolen mit dem Handelsnamen Ugilec 141. Strukturen und chemische Eigenschaften, aber leider auch das ökologische Gefährdungspotential, ähneln denen der PCBs. Das LWA (1988) nennt für den Zeitraum 1985 bis 1987 jährliche Verlustmengen im

Bergbau zwischen 700 und 1.000 t. Auf Grund ihrer geringen Wasserlöslichkeit neigen PCB und Ugilec stark zur Adsorption an feine Feststoffe und damit zur Akkumulation in den Sedimenten der Gewässer. Da die Umweltproblematik durch den Ersatzstoff Ugilec nicht behoben werden konnte, wird seit Ende der 80er Jahre im Bergbau auf den Einsatz dieser Stoffe durch Umstellung auf flüssigkeitsfreie Technologien weitgehend verzichtet.

In der wässrigen Phase sind PCBs und Ugilec in der Regel nicht nachweisbar. Beide Stoffgruppen werden aber deutlich in den Fettgeweben von Lippefischen angereichert. Beim Vergleich der PCB-Konzentrationen in den Schwebstoffen (1997-99) von Lippe, Ruhr und Bocholter Aa (Abb. 1) fallen die hohen Konzentrationen der niedrig chlorierten PCB-Congenere 28 und 52 in der Lippe auf. Die niedrig chlorierten PCB-Congenere sind biologisch relativ leicht abbaubar, daher lassen die festgestellten Konzentrationen auf einen laufenden Neueintrag in das Lippesystem schließen. Auch bei den höher chlorierten PCBs sind im Vergleich mit der von Sumpfängswässern nicht belasteten Bocholter Aa deutlich höhere Konzentrationen in der Lippe zu erkennen. Dieser Befund weist ebenfalls auf einen weiteren Eintrag von PCBs aus dem Steinkohlebergbau hin, andere Quellen sind jedoch nicht auszuschließen. Die ebenfalls hohe Belastung der Ruhr ist auf Grund der Zusammensetzung der Congenere auf ältere Belastungseinträge zurückzuführen. Die 1988 vom LWA prognostizierte deutliche

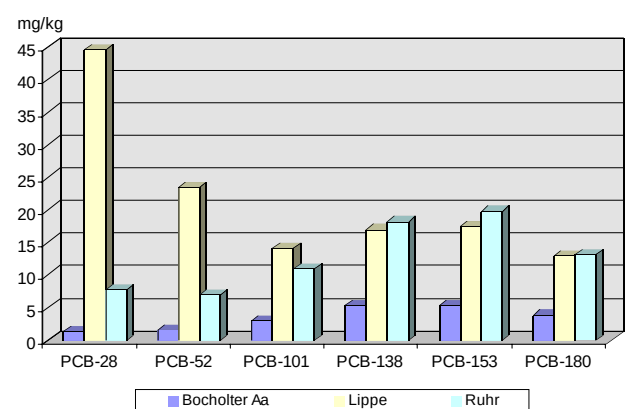


Abb. 1: Mittlere PCB-Konzentrationen in den Gewässerschwebstoffen. Messungen an Trendmessstellen 1997 – 1999. Lippe (unterhalb Sicking-Mühlenbach): n = 9, Ruhr (oberhalb Baldeysee): n = 6 und Bocholter Aa (an der Landesgrenze: n = 2).

Reduzierung der Umweltbelastung ist demnach noch nicht eingetreten.

Der Eintrag von **Radionukliden** ist ein weiteres Problem der Grubenwassereinleitungen. Bei der Überwachung des Rheines fällt auf, dass im Mündungsbereich von Emscher und Lippe im Rhein deutlich erhöhte α - und β -Radioaktivitäten vorhanden sind (LWA 1993). Eine detaillierte Analyse auf Einzel-nuklide ergab, dass die festgestellte α -Radioaktivität ausschließlich aus den natürlichen Zerfallsreihen von Uran und Thorium sowie deren Folgeprodukten stammt, die mit den Grubenwässern in die Emscher und Lippe eingetragen werden (LUA 1997). Ein Anteil von 90 % der β -Radioaktivität stammt aus dem Zerfall des Isotops Kalium 40 (natürliche Radioaktivität), der Anteil β -Aktivität aus den Grubenwässern wird mit etwa 10 % angegeben.

Die radioaktiven Isotope neigen dazu, sich im Gewässer an Feinpartikel anzulagern und akkumulieren sich in den feinen Fraktionen der Sedimente. Bei Überschwemmungen werden diese Substanzen in der Gewässeraue abgelagert und gelangen so in landwirtschaftlich genutzte Böden wie z. B. Weideflächen. Für die in die Emscher eingetragenen Belastungen gilt, dass ein erheblicher Anteil der bergbaulich bedingten Radioaktivität in der Mündungskläranlage in Dinslaken im Klärschlamm eingelagert wird. Die Ergebnisse der Schwebstoffuntersuchungen auf Strontium und Barium in Lippeschwebstoffen im Vergleich mit unbelasteten Gewässern sind in Abbildung 2 dargestellt. Im wesentlichen werden stabile, nicht zerfallende Isotope von Strontium und Barium gefunden. Nur ein sehr geringer Anteil der festgestellten Barium- und Strontiumkonzentrationen besteht aus radioaktiven Isotopen, jedoch kann anhand des Vergleiches der absoluten Konzentrationen ein Eindruck von der bergbaubedingten radioaktiven Belastungserhöhung gewonnen werden. In den Schwebstoffen der Lippe liegen deutlich höhere Barium- und Strontiumkonzentrationen vor, als in Bocholter Aa und Issel (beide Kreis Borken) oder in der Ruhr. In ihrer Studie schätzen GANS et al. (1982) die zusätzliche Strahlenbelastung von Personen im Lippegebiet etwa auf 0,5-0,7 mSv, ein Wert, der in etwa 1/10 der natürlichen Strahlenbelastung entspricht. Das Emschergebiet wurde leider nicht untersucht.

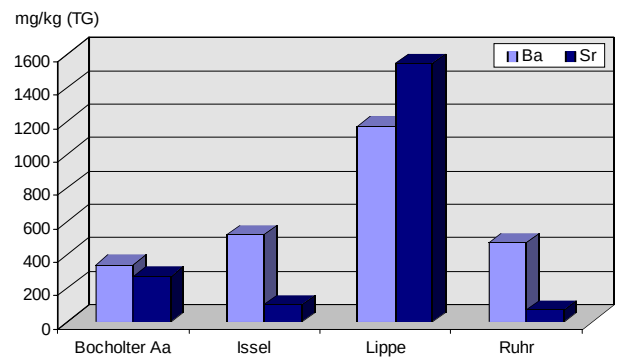


Abb. 2: Mittlere Konzentrationen von Strontium und Barium in Gewässerschwebstoffen. Messungen an Trendmessstellen 1997 – 1999. (n = 6-12).

Grubenwasserableitungen in Emscher und Lippe

Emschersystem

Im Jahr 1988 wurde im Verbandsgebiet der Emschergenossenschaft an 24 Stellen Grubenwasser gehoben (LV 1988). Die Grubenfelder Haltern und künftig auch Olfen leiten ihr Grubenwasser untertage, die Schachanlage Ewald Fortsetzung 1/3 und Westerholt 3 mittels Druckrohrleitung in das Emschergebiet über (LV 1988). Für das Jahr 1989 kann nach den Daten der Emschergenossenschaft davon ausgegangen werden, dass mit den ca. 43,4 Mio. m³ Sumpfungswässern eine Chloridmenge von ca. 756.200 t in das Emschersystem eingeleitet wurde.

Mit der fortschreitenden Reduzierung des Steinkohlebergbaus im Emschereinzugsgebiet hat sich sowohl die eingeleitete Grubenwassermenge als auch die Salzfracht verändert. Berechnungen anhand von Daten der Ruhrkohle-AG für das Jahr 1996 ergeben eine Grubenwassermenge von ca. 31,8 Mio. m³ mit einer Salzfracht von ca. 584.000 t/a. Trotz dieser Frachtreduzierung um ca. 20 % liegen nach wie vor Salzkonzentrationen im Emschersystem vor, die eine erfolgreiche Entwicklung des Flussbiotops zu einem limnischen Lebensraum verhindern. Die Lage der jeweiligen Einleitungsstellen ist in der Abbildung 3 dargestellt.

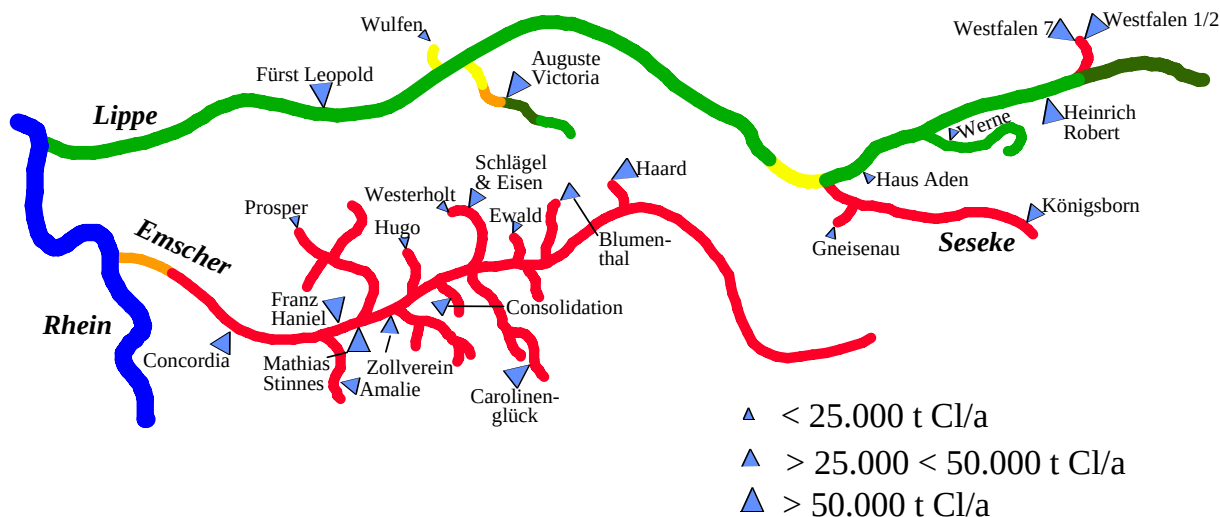


Abb. 3: Grubenwassereinleitungen in Emscher- und Lippesystem. Lage der Einleitungsstellen und Größenordnung der jeweiligen Einleitungsmengen (1996).

(Farbig dargestellt: Einstufung der Gewässergüte nach Kriterien des Saprobien-systems)

Lippesystem

Für die Lippe liegt derzeit kein aktuelles, detailliertes und mengenbezogenes Grubenwasserkonzept vor. Im Jahr 1988 wurde im Verbandsgebiet des Lippeverbandes an 18 Stellen Grubenwasser gehoben (LV 1988), das teilweise zur Emscher übergeleitet wird. Andererseits wurden Grubenwässer aus dem Emsgebiet (Zeche Westfalen) bei Hamm zur Lippe übergeleitet. Aus der Zusammenstellung der Emschergenossenschaft über die im Jahr 1989 durchgeführten Grubenwassereinleitungen in das Lippesystem ergibt sich eine damalige Sumpfungs-wassermenge von ca. 26 Mio. m³ mit einer Jahres-fracht von ca. 528.000 t Chlorid. Über 90 % der Chloridfracht in der Lippe stammt aus dem Bergbau.

Für das Jahr 1996 wurden die eingeleiteten Grubenwassermengen anhand von Daten der Ruhrkohle-AG ermittelt. Hierbei ergab sich eine Wassermenge von 20,1 Mio. m³ mit einer Jahresfracht von ca. 508.000 t Chlorid. Für die Lippe gilt, dass trotz der Reduzierung der Sumpfungswassermengen um ca. 20 %, die Salzfracht auf dem gleichen Niveau verblieben ist. Die Biozönose der Lippe ist durch die Salzableitungen stark beeinträchtigt und besteht überwiegend aus salztoleranten Arten. Auch die Lage der Einleitungsstellen in die Lippe ist in Ab-bildung 3 dargestellt.

Klassifizierung der Salzbelastungen von Fließgewässern

Die Salzgehalte der Fließgewässer werden sowohl durch natürlich vorkommende Salze (geogene Herkunft) als auch durch anthropogene Quellen (industrielle und bergbaubedingte Salzableitungen, Salzverbrauch in Haushalt und Gewerbe, Streusalz im Winter) bestimmt. Natürlicherweise liegen in unseren Fließgewässern nur geringfügige Salz-konzentrationen vor, die je nach geologischer Formation des Einzugsgebietes schwanken, aber in der Regel unter 20 mg/l (Chlorid) liegen. Nur in Regionen, in denen z. B. Salzstöcke oder andere Salzvorkommen nahe an der Oberfläche liegen, kommt es regional zu höheren Konzentrationen in den Gewässern. Normal belastete Gewässer wie z. B. Berkel, Dinkel und Stever weisen Chloridkonzentrationen um 50 – 100 mg/l auf.

Ziel der physikalisch-chemischen Gewässerüberwachung ist, neben der Beschreibung des Ist-Zustandes, die Dokumentation der bestehenden Defizite, um daraus rechtliche und technische Maß-nahmen zur Verbesserung der Gewässergüte ab-leiten zu können. Als Maßstab zur Beurteilung der gewonnenen Daten müssen fachlich abgeleitete Immissions-Zielvorgaben festgelegt werden, bei deren Einhaltung keine nachteiligen Gewässer-beinträchtigungen zu erwarten sind. Die Zielvorgaben werden von den verschiedenen Nutzungsaspekten oder Schutzgütern abgeleitet. Die wichtigsten Schutzgüter sind die aquatischen Lebensgemein-

schaften, Trinkwasserversorgung, Fischerei sowie Schwebstoffe und Sedimente.

Im Jahr 1996 wurde durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1997) für eine Reihe von chemisch-physikalischen Messgrößen eine Gewässergüteklassifizierung erarbeitet. Analog zur biologischen Gewässergütekarte ist eine siebenstufige Klassifizierung mit vier Hauptklassen und identischer Farbskalierung vorgesehen (Tab. 1). Zielvorgabe für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ ist jeweils die Güteklasse II („gering belastet“), die nach den Vorgaben der LAWA bundesweit als Qualitätsziel angestrebt werden soll. Für Chlorid- und Sulfatkonzentrationen wurden jeweils 50-100 mg/l als Zielvorgabe definiert. Diese Bewertungskriterien wurden bereits im Gewässergüterbericht NRW '96 angewandt. Für die Emscher kann eine Klassifizierung der Chlorid- und Sulfatbelastungen anhand der Daten des **Emscher-Projekt** zur **Langzeit-Untersuchung** des **Sanierungserfolges (Emscher-PLUS)** erfolgen.

Tab. 1: Chemisches Klassifizierungssystem der LAWA (1997) für Chlorid und Sulfatkonzentrationen

Güteklasse	Chlorid/Sulfat	(mg/l)
I	unbelastet	< 25
I-II	gering belastet	< 50
II	mäßig belastet	< 100
II-III	kritisch versalzen	< 200
III	stark versalzen	< 400
III-IV	sehr starke Versalzung	< 800
IV	übermäßige Versalzung	> 800

Aktuelle Salzbelastungen in Emscher und Lippe

Emscher

Zwischen 1990 und 1999 lagen die jeweils vor der Mündungskläranlage in Dinslaken gemessenen Chloridkonzentrationen im Konzentrationsbereich zwischen 500 und 3.500 mg/l, wobei sehr starke, unregelmäßige Schwankungen feststellbar waren (Abb. 4). Unter der derzeitigen Belastungssituation ist die Emscher ab dem Mittellauf für Chlorid in die chemische Güteklasse IV einzustufen.

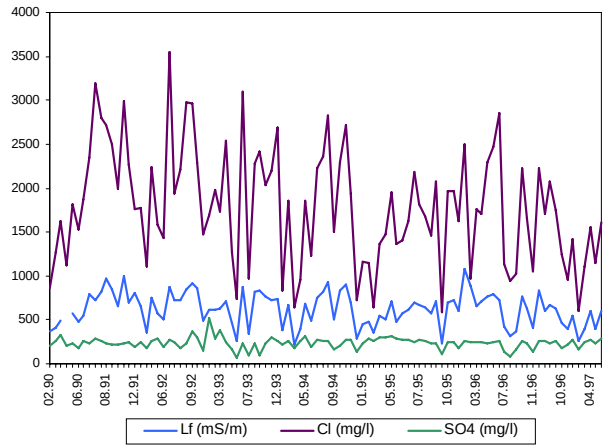


Abb. 4: Verlauf von Salzkonzentrationen und Leitfähigkeit vor der Mündungskläranlage in Dinslaken (Messstelle 14 des Emscher-Plus)

Die chemische Klassifizierung der LAWA wurde auf die Chlorid- und Sulfatbelastungen im Emschersystem umgesetzt. In Abbildung 5 wird die stromab ansteigende Chloridbelastung des Emschersystems, vor allem durch Grubenwässer, deutlich. An der relativ unbelasteten Emschermessstelle 00 liegt eine als natürlich zu bewertende Belastung der Güteklasse I-II vor. Im Oberlauf der Emscher steigt die Belastung langsam über die Güteklasse II (01, 02) auf Güteklasse II-III (uh. KA Dortmund) an. Bis zur Messstelle 06 kommt es durch Grubenwassereinleitungen sehr schnell zu Belastungssituationen der Güteklasse III-IV oder sogar IV, die bis zur Einmündung in den Rhein durchgetragen werden. Von den renaturierten Nebengewässern muss der Deininghauser Bach in die GK III (Infiltration aus alter Bergehalde) eingestuft werden. Der Lappkes Mühlenbach kann regelmäßig als mäßig belastet (GK II oder besser) bewertet werden.

Die Belastungssituation mit Sulfat ist in Abbildung 6 zusammengefasst. Für den Oberlauf der Emscher ergibt sich für die Jahre 1995-99 bis unterhalb der KA Dortmund-Nord regelmäßig eine Einstufung in die Güteklasse II-III. Am Messpunkt 03 kommt es zu wechselnden Einstufungen in die Güteklasse II-III oder III. Erst unterhalb der ersten Grubenwassereinleitungen (Messpunkt 06) kommt es zu einer regelmäßigen Belastung der Güteklasse III, die bis zum Rhein durchgetragen wird. Auch die Nebengewässer der Emscher weisen eine deutliche Sulfatbelastung auf. Der Oberlauf des Deininghauser Baches wird durch die Auswaschungen aus einer alten

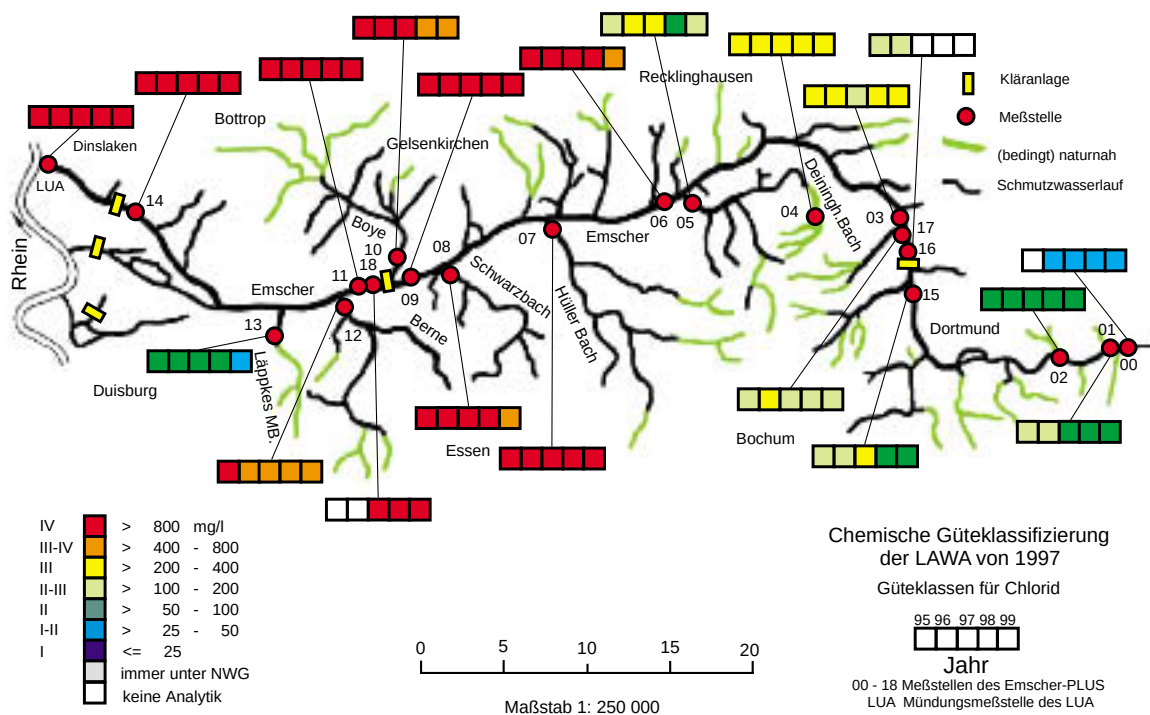


Abb. 5: Chemische Klassifizierung der Chloridbelastung des Emschersystems (1995 – 1999).
Daten des Emscher-PLUS und des LUA (Emscher-Mündung).

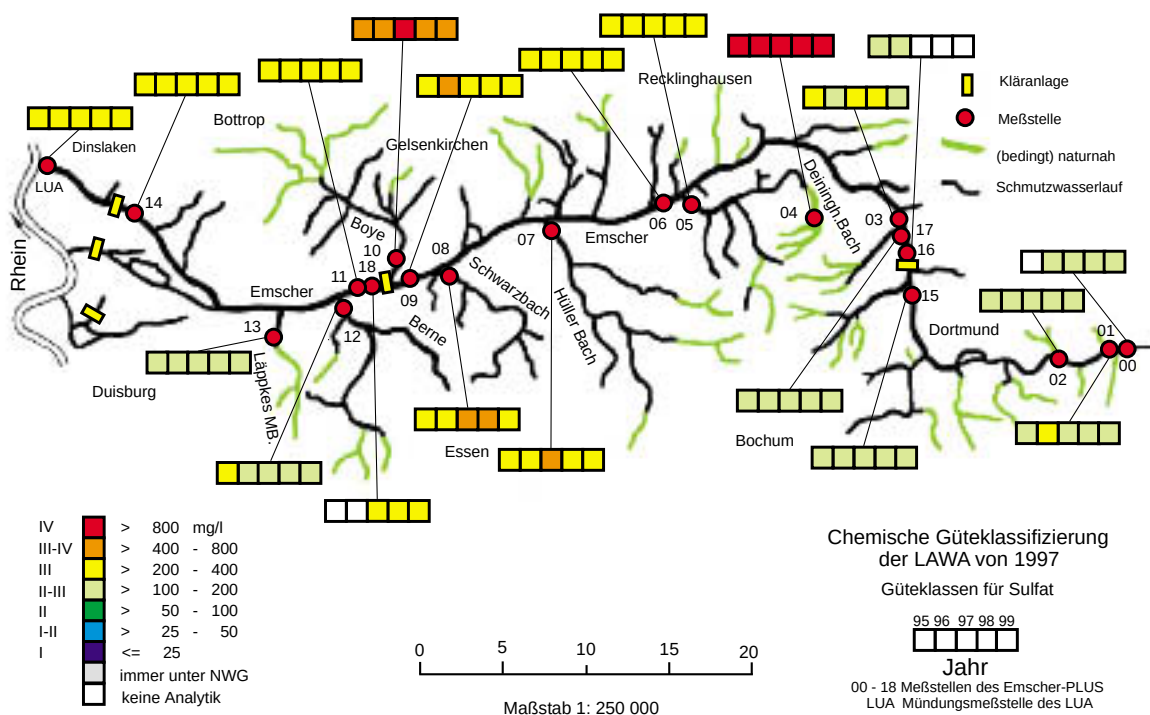


Abb. 6: Chemische Klassifizierung der Sulfatbelastung des Emschersystems (1995 – 1999).
Daten des Emscher-PLUS und des LUA (Emschermündung).

Bergehalde massiv belastet und liegt regelmäßig in Güteklasse IV. Diese hohe Belastung wird bis zur Einmündung in die Emscher auf Konzentrationsbereiche der GK III herabverdünnt. Auch Hüller Bach und Schwarzbach weisen in der Regel die Güte-

klasse III, in einzelnen Jahren auch III-IV auf. Die Boye ist überwiegend in die Güteklasse III-IV einzustufen. Nur die Berne und der ökologisch erneuerte Lappkes Mühlenbach werden regelmäßig mit Güteklasse II-III bewertet.

Lippe

Eine gewässerseitige Bewertung der Salzbelastung der Lippe erfolgte an den Trendmessstellen Lippe bei Hamm-Uentrop, unterhalb des Dattelner Mühlenbaches bei Datteln und bei Schermbeck (unterhalb der Grubenwassereinleitungen). In den Jahren 1995 und 1997 schwankten die Chloridkonzentrationen in Uentrop zwischen 35 und 135 mg/l, lagen also in der Regel im Bereich der chemischen Güteklasse II, im Jahr 1995 erfolgte eine Einstufung in die GK II-III. Das Ausmaß der Aufsalzung der Lippe durch den Steinkohlebergbau ist aus dem Vergleich der Chloridkonzentrationen bei Uentrop und bei Schermbeck zu entnehmen (Abb. 7). Die Messungen erfolgten nicht genau zeitgleich, zeigen aber trotzdem sehr gut das Ausmaß der Aufsalzung der Lippe durch den Steinkohlebergbau.

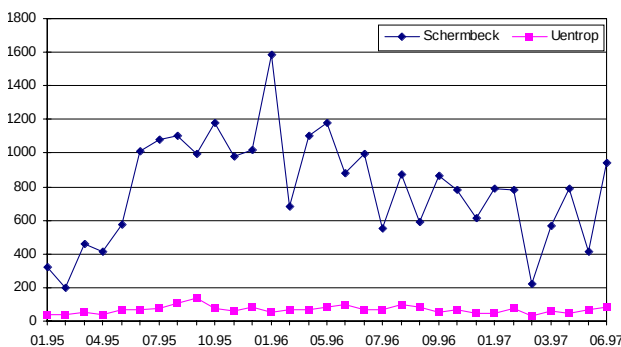


Abb. 7: Vergleich der natürlichen Salzbelastung der Lippe bei Uentrop (vor der ersten Grubenwassereinleitung) und bei Schermbeck (unterhalb der letzten Grubenwassereinleitung).

Zwischen 1990 und 1997 wurden bei Datteln und bei Schermbeck zwischen 200 und 1.600 mg/l Chlorid gemessen; wobei bei Schermbeck regelmäßig die höheren Konzentrationen festgestellt wurden. Diese Konzentrationssteigerungen wurden durch mehrere Grubenwassereinleitungen verursacht. Gleichzeitig traten sehr starke, kurzfristige Schwankungen der Chloridkonzentrationen auf. Die Differenzen zwischen den aufeinander folgenden Messungen können durchaus mehr als 1.000 mg/l betragen. Die Auswertung der Chloridkonzentrationen (90-Perzentil) ergibt für die Lippe bei Schermbeck regelmäßig eine Einstufung in die Güteklasse IV. Bei Datteln wird im Wechsel die Güteklasse IV bzw. III-IV erreicht, wobei dann i. d. R. die Chloridkonzentrationen im oberen Grenzbereich zur Güteklasse IV liegen.

Auswirkungen der Salzbelastungen auf die Biozöosen

Die Biozöosen unserer Binnengewässer sind an „Süßwasser“ angepasst. Für viele Arten bedeutet eine zusätzliche Salzbelastung einen erhöhten physiologischen Stress. Organismen, deren Lebenszyklus Wanderungen zwischen Meer und Binnengewässer umfasst (z. B. Aal und Meerforelle), können diesen Stress recht gut bewältigen. Die meisten reinen Süßwasserorganismen jedoch geraten mit steigender Salzbelastung schnell an die Grenzen ihrer Überlebensfähigkeit. Mit steigenden Salzkonzentrationen sterben immer mehr Tier- und Pflanzenarten ab, bis zum Schluss nur noch wenige, sehr robuste Arten übrigbleiben und kein stabiles Ökosystem mehr vorliegt. Aus den limnologischen Untersuchungen salzbelasteter Fließgewässer (z. B. Werra und Weser), lassen sich die mit den unterschiedlichen Salzbelastungen zu erwartenden Besiedlungsbilder ableiten.

- Bei Chloridkonzentrationen von 200 - 400 mg/l sind bereits Änderungen der Besiedlung festzustellen. Empfindlichere Arten des Makrozoobenthos fehlen bereits. Fische sind in der Regel noch nicht betroffen und höherwertige wasserwirtschaftliche Nutzungen sind nur geringfügig beeinträchtigt.
- Unter dem Einfluss von Chloridkonzentrationen um 400 – 1.000 mg/l kann sich nur noch eine Biozönose entwickeln, die hinsichtlich der Artenzusammensetzung und Artenzahl merklich reduziert ist. Die Fischpopulation ist beeinträchtigt, besonders die Eientwicklung empfindlicher Formen ist gestört.
- Bei Chloridgehalten um 1.000 – 2.500 mg/l bestehen die aquatischen Lebensgemeinschaften in erster Linie aus salztoleranten Arten mit der Tendenz zu Massenentwicklungen. Im Makrozoobenthos finden sich nur noch wenige Arten häufig (z. B. *Asellus aquaticus*, *Dendrocoelum lacteum*). Dominant sind verschiedene halotolerante Neozoen (gebietsfremde, überwiegend durch menschliche Aktivitäten eingeschleppte Neubesiedler) wie *Gammarus tigrinus*, *Corophium multisetosum*, *Potamopyrgus antipodarium*, *Congerina cochleata* oder *Corbicula fluminalis*. Die Funktionen im Nahrungsnetz werden nur unvollständig erfüllt. Die Fischfauna beschränkt sich auf adulte Individuen besonders

toleranter Arten. Eine natürliche Reproduktion vieler Arten, insbesondere der Fischfauna, ist unter einer kritischen Salzbelastung nicht gewährleistet und die Erkrankungsrate bei den noch vorkommenden Fischarten ist deutlich erhöht. Sämtliche höherwertigen Nutzungen, auch für landwirtschaftliche Zwecke, sind weitgehend eingeschränkt.

- Gewässerbelastungen mit Chloridkonzentrationen über 3.500 mg/l bieten nur noch Brackwasserarten geeignete Lebensbedingungen. Die Fischfauna besteht im wesentlichen aus Stichling und Aal. Die mikrobielle Nitrifikation wird behindert. Lebensgemeinschaften, die sich unter solchen Bedingungen in den ehemals limnischen Flussabschnitten bilden, bestehen in der Regel aus sehr wenigen Arten und sind, vor allem beim Vorliegen anderer Belastungen, sehr instabil. In einigen Nebengewässern der Emscher (z. B. Lanferbach) werden diese Konzentrationen auch nach der Umsetzung des Konzeptes der Emschergenossenschaft weiter vorliegen. Auch in einigen salzbelasteten Nebengewässern der Lippe (z. B. Sickingmühlenbach) werden Chloridkonzentrationen von 3.500 mg/l regelmäßig überschritten.



Abb. 8: Grubenwassereinleitung der Zeche „AUGUSTE VICTORIA“ in den zum hydraulischen Gerinne umgestalteten Sickingmühlenbach, einem linksseitigen Nebengewässer der Lippe.

Die ökologischen Auswirkungen von Sulfatbelastungen sind in der Regel nicht so gravierend. Aus ökotoxikologischer Sicht kann gesagt werden, dass die Effekte von Sulfatbelastungen auf die meisten Arten

der aquatischen Biozönosen bei gleicher Konzentrationshöhe deutlich geringer sind, als bei Chlorid.

Voraussetzungen für die Stabilisierung der Lebensgemeinschaften in den grubenwasserbelasteten Gewässern des Emscher-Lipperraumes

Aus der „Wasserwirtschaftlichen Konzeption“ des LWA (1986) und dem „Lippekonzept“ des Lippeverbandes (1988) lassen sich keine an ökologischen Kriterien orientierten Zielvorgaben für zukünftig einzuhaltende Salzkonzentrationen ableiten. Aktuelle wissenschaftliche Untersuchungen, z. B. am Wesersystem belegen jedoch, dass die derzeit in Lippe und Emscher vorliegenden Salzbelastungen zu empfindlichen Störungen der vorhandenen bzw. sich zukünftig entwickelnden aquatischen Lebensgemeinschaften führen.

Unter der gegenwärtigen Salzbelastung kann in der Emscher nicht mit der Ausbildung einer stabilen Süßwasserbiozönose gerechnet werden. Das Makrozoobenthos der unteren Lippe besteht aus einer in der Artenzahl deutlich eingeschränkten Lebensgemeinschaft aus überwiegend salztoleranten Arten (BUSCH & BÜTHER 1998). Die starken Salzschwankungen beeinträchtigen zusätzlich die Lebensbedingungen der vorhandenen Organismen. *„Im Bereich der Grubenwasserableitungen ist bereits häufig eine Verdrängung der ursprünglichen Lebewelt durch salztolerante Tiere und Pflanzen eingetreten. Durch erhöhte Salzkonzentrationen kommt es vor allem in den Nebengewässern, ...aber auch in der Lippe, zu einer wesentlichen Belastung des ökologischen Systems der Fließgewässer. Kurzfristige starke Schwankungen der Salzkonzentrationen, hervorgerufen durch diskontinuierliche Einleitungen der Grubenwässer, verstärken die Auswirkungen auf die Lebewelt, da sie die Anpassung der Wasserorganismen an die Umweltbedingungen erschweren.“* (LWA 1986).

Die gegenwärtige Salzbelastung von Emscher und Lippe muss deshalb deutlich abgesenkt werden. Aus ökologischer Sicht vertretbare Chloridkonzentrationen liegen bei 400 mg/l. Auch unter einer deutlich reduzierten Salzbelastung können sich in Emscher und Lippe stabile, artenreiche Biozönosen nur dann ausbilden, wenn verschiedene Randbedingungen eingehalten werden. Diese müssen auch

in den wasserrechtlichen Anforderungen an die Grubenwassereinleitungen festgeschrieben werden.

Unter dem Einfluss erhöhter Chloridkonzentrationen können sich stabile Süßwasser- bzw. gemischte Süßwasser-/Brackwasserbiozönosen nur dann ausbilden, wenn bestimmte Randbedingungen eingehalten sind:

- Die Salzkonzentrationen müssen auf einem stabilen Niveau, mit nur geringen, langzeitigen Schwankungen stabilisiert werden;
- das Gewässer muss hohe Sauerstoffgehalte aufweisen und darf nicht übermäßig erwärmt (Kühlwasser, Grubenwasser) werden;
- es darf im Gewässerverlauf keine Ausfällung von Eisenocker bzw. Bariumsulfat stattfinden;
- es dürfen keine fischtoxischen Stoffe wie Ammonium und Nitrit in erhöhten Konzentrationen vorhanden sein und
- das Gewässerbett muss morphologisch gut strukturiert sein.



Abb. 9: Einleitungsstelle des Grubenwassers der Zeche „ZOLLVEREIN“ in die Emscher. Deutlich sind Ablagerungen von Eisenocker neben der Einleitungsstelle zu erkennen.

Maßnahmen zur Senkung der Salzbelastung von Emscher und Lippe

Im weiteren Verlauf der Sanierung des Emschersystems muss grundsätzlich eine möglichst naturnahe Gewässermorphologie geschaffen werden, um eine schnelle Wiederbesiedlung des Gewässersystems mit höheren Organismen zu induzieren. Hinsichtlich der Sumpfungswässer des Bergbaus bieten sich verschiedene Lösungsmöglichkeiten an, für die gegenwärtig aber noch keine genauen Kosten-Nutzen-Analysen vorliegen.

Die aus ökologischer Sicht beste Möglichkeit zur Beseitigung der anfallenden Sumpfungswässer wäre eine direkte Verbringung (z. B. per Rohrleitung) in die Nordsee. Unter dem Gesichtspunkt der Wiederherstellung einer stabilen Süßwasserbiozönose im Emschersystem erscheint die direkte Einleitung der Grubenwässer in den Rhein, z. B. durch eine Grubenwasser-Pipeline oder durch einen Grubenwasserkanal, als zweitbeste Lösungsvariante.

Sollte eine direkte Einleitung der **gesamten** Grubenwässer in den Rhein (nach erfolgter Kosten-Nutzen-Analyse) aus wirtschaftlichen Gründen nicht möglich sein, müssen die folgenden Maßnahmen bei Direkt-einleitung in die Emscher zur Entwicklung und Aufrechterhaltung einer stabilen Gewässerbiozönose berücksichtigt werden:

- Die Salzkonzentrationen in der Emscher müssen auf ein möglichst niedriges Niveau abgesenkt werden, um den Erfolg der geplanten Sanierung zügig herbeiführen zu können. Daher wäre es notwendig, über geeignete Maßnahmen, z. B. die Separierung einzelner Grubenwasserströme, nachzudenken. Es wäre z. B. denkbar, die westlich anfallenden Grubenwässer direkt in den Rhein und nur die östlichen in die Emscher zu leiten bzw. stark und schwach belastete Grubenwässer zu entkoppeln. Eine Direkteinleitung der Grubenwässer in den Rhein würde dessen gegenwärtige Salzbelastung nicht verändern.
- Ein sehr wichtiger Punkt, der bereits im Konzept der Emschergenossenschaft berücksichtigt wurde, ist die vergleichmäßigte Einleitung der Grubenwässer, mit dem Ziel, die Salzkonzentrationen sowohl in der Emscher als auch in ihren Nebengewässern stabil zu halten. Es

muss jedoch zusätzlich geklärt werden, welchen Einfluss der schwankende natürliche Abfluss auf die Schwankungsbreite der Chloridkonzentrationen haben wird.

- Ebenso wichtig ist die Belüftung des Grubenwassers vor der Einleitung ins Gewässer, die bereits mit technisch geringem Aufwand erreicht werden kann.
- Für die erhöhten Temperaturen der Grubenwassereinleitungen müssen die gleichen Kriterien gelten wie für Kühlwassereinleitungen, d. h., es sind ggf. Maßnahmen zur Temperaturabsenkung anzugleichen.
- Die Ammonium- und die CSB-Werte dürfen nicht höher als bei gereinigtem Kläranlagenabwasser sein. Es muss außerdem verhindert werden, dass eine Ausfällung von Eisenoxyd oder Bariumsulfat im Gewässerverlauf stattfindet.
- Die Grubenwasserförderung muss so optimiert werden, dass in den neuen Schachtanlagen mit höher mineralisiertem Grundwasser nur noch wenig Grubensole anfällt.
- Kohlewaschwässer und Betriebsabwässer aus der Kohleaufbereitung und Kohleveredelung dürfen nur in unschädlicher Form (d. h. mit entsprechender Vorbehandlung) in die oberirdischen Gewässer eingeleitet werden.
- Die Lippe ist wegen der bereits bestehenden und noch zu erwartenden Wärme- und Salzbelastung zu schonen
- Das Einzugsgebiet der Ems, des IJsselmeeres und der Stever sind von Grubenwassereinleitungen, wegen der Nutzung für die Trinkwasserversorgung, freizuhalten.

Der Vorschlag des LWA (1986), die Grubenwässer wegen ihrer Wärme- und Salzbelastung vor allem in die Emscher zu leiten, muss unter den heute geltenden Bedingungen des ökologischen Rückbaus des Emschersystems neu diskutiert und durch Alternativen ersetzt werden.

Zusammenfassung und Ausblick

Sowohl Emscher- als auch Lippesystem weisen derzeit eine sehr hohe Salzbelastung auf, die durch die eingeleiteten Sumpfungswässer des Steinkohlebergbaus verursacht wird. Die vorliegenden Belastungen beeinträchtigen die aquatischen Biozöosen in der Lippe. In der Emscher wird es unter der von der Emschergenossenschaft in ihrem Grubenwasserkonzept geplanten Salzbelastung auch nach der Abwassersanierung nicht zur Ausbildung der für einen Flachlandfluss typischen Biozönose kommen.

Es besteht dringender Handlungsbedarf, Zielvorgaben für die zukünftige, auch ökologischen Anforderungen entsprechende Entwicklung der Salzbelastung beider Fließgewässersysteme zu erarbeiten. Gerade unter dem Gesichtspunkt der Nordwanderung des Kohlebergbaus wird auch das Lippesystem zunehmenden Salzbelastungen ausgesetzt sein. Die vom ehemaligen Landesamt für Wasser- und Abfall (jetzt LUA) vorgelegte wasserwirtschaftliche Konzeption zur Nordwanderung des Steinkohlebergbaus enthält hinsichtlich der Ableitung der Grubenwässer nur allgemein gehaltenen Angaben, die sich nicht in konkrete Zielvorgaben für die einzuhaltenden Konzentrationen in Lippe und Nebengewässer umsetzen lassen. Zudem muss vor dem Hintergrund der ökologischen Umgestaltung des Emschersystems die Maßgabe der Überleitung der Grubenwässer zur Emscher neu überdacht werden. Auch dem vom Lippeverband (LV 1988) vorgelegten „Lippekonzept für die Nordwanderung des Ruhrkohlebergbaus“ sind keine Zielvorgaben für die zukünftige Ableitung der Grubenwässer zu entnehmen.

Für eine befriedigende, an den ökologischen Forderungen und Zielvorgaben orientierte Lösung der Grubenwasserproblematik wird deshalb vom Land NRW ein zukunftsorientiertes, übergreifendes Grubenwasserkonzept für Emscher und Lippe erarbeitet. Der Rahmen für dieses Konzept wurde vom Landesumweltamt und den Staatlichen Umweltämtern Duisburg, Hagen, Lippstadt und Herten vorgeschlagen. Das Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft erteilt auf dieser Grundlage einen Auftrag zur Erarbeitung verschiedener Grubenwasserableitungsszenarien. Daraus soll dann das am besten an die Anforderungen der Gewässerökologie, der Emscher-Lippe-Region und der Wasserrahmenrichtlinie der EU angepasste Konzept ausgewählt werden.

Literatur

- BÜTHER, H.; BUSCH, D. (1997): Einfluß von Grubenwasser auf die Gewässerqualität im Emschersystem. - In: COLDEWEY, W. & LÖHNERT, E. (Hrsg.): Grundwasser im Ruhrgebiet, Probleme, Aufgaben, Lösungen. GeoCongress 3, Verlag Sven von der Loga.
- BUSCH, D.; BÜTHER, H. (1998): Salzbelastete Grubenwässer in den Fließgewässern der Emscher-Lippe-region. DGL, Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1997, Band II, 956-960.
- EMSCHERGENOSSENSCHAFT (1991): Materialien zum Umbau des Emschersystems Nr. 4, Konzept zur Grubenwasserableitung im Emschergebiet, Emschergenossenschaft, Essen, Eigenverlag.
- GANS, I.; FUHRMANN, D.; WELLER, E.; WOLLENHAUPT, H. (1982): Radium in waste water from coal mines and other sources in the Federal Republic of Germany. In: Vohra et al. (Eds.): Natural radiation environment (Proc. 2nd special Symp. Bombay 1981, Wiley Eastern Ltd, New Dehli 444-451.
- IBA (1989): Internationale Bauausstellung Emscher-Park - Werkstatt für die Zukunft alter Industriegebiete. Ministerium für Stadtentwicklung, Wohnen und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen.
- IBA (1990): Umgestaltung der Wasserläufe - Kurzgutachten und Bewertung. Internationale Bauausstellung Emscherpark GmbH in Zusammenarbeit mit der Emschergenossenschaft Essen, Gelsenkirchen.
- KERN, J. (1772): Bericht vom Bergbau, Leipzig.
- LAWA (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. Band 1.- Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuchverlag Berlin 1997, 59 pp.
- LUA (1997): Rheingütebericht 1995. Landesumweltamt NRW, Essen, Eigenverlag.
- LV (1988): Lippekonzept für die Nordwanderung des Ruhrkohlebergbaus. Eigendruck des Lippeverbandes, Dortmund.
- LWA (1986): Wasserwirtschaftliche Konzeption zur Nordwanderung des Steinkohlebergbaus. LWA-Materialien, Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen. Eigenverlag, Düsseldorf.
- LWA (1988): Gewässergütebericht 1987. Eigenverlag, Düsseldorf.
- LWA (1993): Rheingütebericht 1992. Eigenverlag, Düsseldorf.
- SLOTTA, R. (1991): Die Wasserwirtschaft im Bergbau - eine Grundvoraussetzung für die industrielle Entwicklung des Ruhrreviers. in: Schriftenreihe der Frontinus-Gesellschaft, Heft 15, 93-112, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.

8.3 Endokrin wirksame Stoffe in Oberflächengewässern

Dr. Klaus Vogt (LUA)

Seit Anfang der 90er Jahre häufen sich Pressemeldungen über anomale Effekte der genetischen Entwicklung bei Menschen und Tieren. Als verursachende Substanzen werden Stoffe mit endokriner Wirksamkeit vermutet, d. h. Substanzen, die in die hormonellen Steuerungsmechanismen von Mensch und Tier eingreifen oder genauer, wie anlässlich eines europäischen Arbeitstreffens im Dezember 1996 definiert: Eine Substanz mit Wirkung auf das Hormonsystem (endocrine disruptor) ist eine endogene Substanz, die schädliche Gesundheitseffekte in einem intakten Organismus oder seinen Nachkommen auslöst als Folge von Veränderungen der endokrinen Funktionen.

Die beobachteten Effekte zeigen im Gegensatz zu akut toxischen Effekten einige Besonderheiten in der Wirkweise. Dies sind insbesondere die extrem niedrigen Wirkkonzentrationen am Bestimmungsort, das Auftreten zeitlicher Sensibilitätsfenster (z. B. während altersabhängiger Reifeprozesse), verzögerte Wirkungen z. T. über Generationen und die Irreversibilität der Wirkung. Neben den hauptsächlich verfolgten Effekten mit östrogener („verweiblichender“) Wirkung lassen sich stoffspezifisch auch antiöstrogene, androgene („vermännlichende“) und antiandrogene Wirkungen nachweisen.

Zur Klärung der Frage, welche synthetischen Substanzen für endokrine Wirkungen in Frage kommen, wurde vom Umweltbundesamt eine Literaturrecherche in Auftrag gegeben, deren Ergebnisse 1997 vorgestellt wurden (UBA 1997). Danach konnten anhand der wissenschaftlichen Literatur ca. 200 Chemikalien mit endokriner Wirkung und die für den Wirknachweis verwendeten Untersuchungsmethoden beschrieben werden. Insgesamt kann für diese 200 Substanzen keine erkennbare, gemeinsame Struktur-Wirkungsbeziehung erkannt werden und es ist überschlägig davon auszugehen, dass die Wirksamkeit dieser Xenobiotika etwa drei bis vier Zehnerpotenzen unter der von natürlichen Hormonen liegt. Einschränkend ist auch anzumerken, dass pflanzliche Hormone (Phytohormone) und künstliche Hormone (z. B. Anti-Baby-Pille und Menopausenhormone) nicht Gegenstand der Literaturrecherche waren. Zwischenzeitlich wurde eine weitere aktualisierte Literaturstudie

zu weiteren Industriechemikalien und Pestiziden veröffentlicht (UBA 1999).

Aufgrund der bundesweit in den Landesumweltverwaltungen vorliegenden Gewässerüberwachungsergebnissen wurden die Expositionsdaten mit den Wirkdaten verglichen. Auch wenn für eine Vielzahl von Stoffen keine Monitoringergebnisse vorliegen, konnte für drei Stoffe/Stoffgruppen (Bisphenol A, Nonyl- und Octylphenol und deren Ethoxylate sowie Tributylzinn) eine erhöhte Signifikanz festgestellt werden. Diese Stoffe wurden deshalb 1999 in das Untersuchungsprogramm des LUA am Rhein fest integriert; es konnten bisher aber keine auffälligen oder erhöhten Konzentrationen nachgewiesen werden.

Neben den chemischen Untersuchungen zum Vorkommen dieser als endokrin wirksame Stoffe eingestuften Stoffgruppe sind auch weitere biologische Feldstudien erforderlich. Hierzu zählen z. B. die Untersuchung von Geschlechterverteilungen aquatischer Lebewesen oder auch die Produktion des „weiblichen“ Eidotterproteins Vitellogenin in männlichen Fischen. Entsprechende vergleichende Untersuchungen von Brassen aus der als unbelastet eingestuften Wahnachtalsperre und aus dem Niederrhein wurden durch die Fischereidezernate der LÖBF in Auftrag gegeben (vgl. Kap. 6). Als vorläufiges Endergebnis ist festzuhalten, dass die freilebenden Brassen aus beiden Gewässern in den meisten untersuchten Punkten vergleichbar waren; insbesondere aber die Vitellogenin-Konzentration war in den männlichen Brassen aus dem Rhein viermal höher als die der männlichen Brassen aus der Wahnachtalsperre. Auch wenn die bisher vorliegenden Untersuchungen noch keine endgültige Aussage zulassen, ist das erhöhte Auftreten des „weiblichen“ Eiweißes in männlichen Rheinbrassen als Alarmsignal zu sehen und muss weiter verfolgt werden. Dies bestätigen auch jüngst publizierte Ergebnisse des hessischen Landesamts für Umwelt und Geologie aus Häfen und Altarmen an Rhein und Main, in denen über deutliche Zusammenhänge zwischen der Tributylkonzentration im Gewässersediment und dem Vorkommen von geschlechtlich extrem frühreifen Barschen (Gonadenhypertrophie) berichtet wurde.

Insgesamt lässt sich der Sachstand zum diesem Thema wie folgt zusammenfassen:

- Das Vorkommen von endokrin wirksamen Substanzen in der Umwelt ist nachgewiesen und das Auftreten schädigender Effekte konnte eindeutig beobachtet werden.
- Die spezifischen Wirkmechanismen und Ursache-Wirkungsbeziehungen sind oft nicht hinreichend bekannt, die Indizienbeweise nehmen aber ständig zu.
- Weitere, möglichst international koordinierte Untersuchungen im Rahmen der Gewässerüberwachung sind erforderlich, insbesondere zum biologischen Effektmonitoring und zu chemischen Expositionsdaten.
- Derartig erzielte Ergebnisse sind zur Vorbereitung von Vorsorgemaßnahmen und Grenzwerten zu verwenden.

Unabhängig von der fachlichen Bedeutung sollte dieses Kapitel auch aufzeigen, wie ein vor 10 Jahren noch nicht bekanntes Thema zu einem wichtigen Bestandteil der heutigen Gewässerüberwachungsstrategie werden kann. Bewähren kann sich somit auch künftig nur ein Gewässerüberwachungssystem, dass sich flexibel auf neue Anforderungen einstellen kann und für das die erforderlichen Ressourcen bereitgestellt werden können.

Literatur:

UBA (1997): Substanzen mit endokriner Wirkung in Oberflächengewässern, Texte 46/97, Umweltbundesamt, Berlin 1997.

UBA (1999): Einstufung von Schadstoffen als endokrin wirksame Substanzen, Texte 65/99, Umweltbundesamt, Berlin 1999.

8.4 Arzneimittel in Gewässern

Margret Bonny-Wefers (LUA)

Einführung

Arzneimittelrückstände aus der Humanmedizin und deren Metabolite gelangen zum weitaus größten Teil über kommunale Kläranlagen in das aquatische System. Über den Eintragspfad „Boden“ können Arzneimittelrückstände aus Klärschlamm und Gülle, die aus der Veterinärmedizin und Futtermittelzusatzstoffen stammen, bis ins Grundwasser und damit ins Trinkwasser gelangen. Daraus resultierende mögliche Gefährdungen der Gewässer und des Trinkwassers rücken immer mehr in den Blickpunkt des öffentlichen Interesses.

Der Umfang und die Konsequenz des Arzneimittelintrags lassen sich nicht abschätzen, bevor nicht die Datenlage sowohl hinsichtlich der analytischen Befunde als auch der Umwelteigenschaften und Umweltwirkungen bekannt sind.

Exposition in Gewässern

Arzneimittel werden in Deutschland in großen Mengen in der Human- und Veterinärmedizin, aber auch als Futtermittelzusatzstoff eingesetzt.

Da in der BRD die pharmazeutische Industrie die Produktionszahlen nicht veröffentlicht und keine konkreten Zahlen zum Verbrauch publiziert sind, bleibt nur die Möglichkeit, die Größenordnung des Eintrags zu schätzen. Mithilfe des Arzneiverordnungsreports der AOK, der „Rote(n) Liste“ und ähnlichen Veröffentlichungen lassen sich für eine Vielzahl der Humanpharmaka Verordnungsmengen von ca. 1 t/a bis zu Spitzenwerten von über 100 t/a überschlagsmäßig berechnen. Im Bereich der Veterinärpharmazie und der Futtermittelzusatzstoffe sind die Verbrauchsmengen schwer einschätzbar.

Erste Stichproben in NRW und Messungen in anderen Bundesländern bestätigen, dass tatsächlich eine Vielzahl von Arzneimitteln und einige ihrer Metabolite in Kläranlagenabläufen, sowie in Fließgewässern nachweisbar sind.

Das Umweltbundesamt hält in seinem „Sachstandsbericht zu Auswirkungen der Anwendung von Clofibrinsäure und anderen Arzneimitteln auf die Umwelt und die Trinkwasserversorgung“ den Eintrag von Humanpharmaka über häusliche Abwässer in die

Gewässer für den insgesamt bedeutendsten Eintragspfad. Untersuchungen deuten darauf hin, dass einige Arzneimittel weder bei den Reinigungsstufen der Klärwerke noch bei der Trinkwasseraufbereitung eliminiert werden. Daten aus der Literatur und stichprobenartige Untersuchungen in NRW lassen vermuten, dass einige Wirkstoffe, wie Lipidsenker, deren Metabolite und Antiphlogistika ubiquitäre Verbreitung finden.

Schon die ersten Untersuchungen in NRW bestätigen einen offensichtlichen Zusammenhang zwischen der Höhe der Belastung und dem Abwasseranteil des Gewässers, womit sich der Eintragspfad „häusliche Abwässer“ bestätigt.

Der Nachweis von Pharmaka lässt vermuten, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit auch deren zum Teil hochaktive Metabolite im Gewässer enthalten sind. Ein bekanntes Beispiel hierfür ist die Clofibrinsäure, der Metabolit des Lipidsenkers Clofibrat. An diesem Beispiel zeigt sich, dass ein mikrobiell persistenter Stoff mit einer geringen Sorptionsfähigkeit leicht ins Grundwasser und somit ins Trinkwasser gelangen kann. Im Berliner Trinkwasser wurden bereits 1993 deutliche Konzentrationen von Clofibrinsäure detektiert.

Über den Eintragspfad „Boden“ gelangen auch Veterinärpharmaka und Futterzusatzstoffe ins Gewässer. Die tierischen Ausscheidungen gelangen als Gülle oder Mist auf die Felder und belastet Boden und Grundwasser bzw. werden mit dem Boden in Oberflächengewässer gespült.

Wirkung und Bewertung

Aufgrund der zu erwartenden rechnerischen Höchstkonzentrationen von Arzneimitteln im Gewässer und auch beim möglichen Übergang ins Trinkwasser, ist eine direkte gesundheitliche Auswirkung auf den Menschen nicht auszuschließen. Die Konzentrationen der bislang im Trinkwasser gefundenen Wirkstoffe liegen weit unterhalb der humantherapeutischen Wirkungsschwelle, sind aber aus trinkwasserhygienischer Sicht nicht akzeptabel.

Generell besteht die Notwendigkeit, alle chemischen Stoffe, deren Anwendungsmuster einen Ein-

tritt in die Umwelt wahrscheinlich macht, einer Prüfung auf mögliche Umweltrisiken zu unterziehen. Zentrale Kriterien dafür sind die Persistenz der Wirkstoffe, ihre Bioakkumulierbarkeit und ihre funktionelle Wirkung (z. B. hormonell, reproduktionstoxisch).

Folgenden Wirkstoffgruppen ist dabei besondere Aufmerksamkeit zu schenken:

- Zytostatika, aufgrund der vorhandenen kanzerogenen, mutagenen und fötotoxischen Eigenschaften,
- Antibiotika, aufgrund der Möglichkeit zur Resistenzbildung (Störung von Kläranlagen),
- Hormone und Stoffe mit endokriner Wirkung, aufgrund funktioneller Wirkung z. B. auf aquatische Lebensgemeinschaften.

Versuche zur Ökotoxizität und Abbaubersuche stehen noch am Anfang. Wirkanalysen, d. h. die Ermittlung der Konzentration, bei der keine Wirkung in der Umwelt zu erwarten ist, sind bisher kaum bekannt bzw. veröffentlicht.

Der Umfang und die Konsequenzen des Arzneimittel eintrags in die Umwelt lassen sich nicht abschätzen, solange nicht die Datenlage hinsichtlich der Umwelteigenschaften und Umweltwirkungen deutlich verbessert wird.

Erhebung in NRW

Anlässlich der Fachtagung „Arzneimittel in Gewässern – Risiko für Mensch, Tier und Umwelt?“ des Hessischen Umweltministeriums im Juni 1998 wurden von der Umweltbehörde Hamburg in einer „Stellungnahme aus Sicht einer Landesbehörde“ Forderungen bezüglich der weiteren Vorgehensweise gestellt.

Die mehrfach aufgetretenen Forderungen, auf Kenntnisse und Erfahrungen der Länder aufbauend ein arbeitsteiliges Monitoring und ein angemessenes Risikomanagement durchzuführen, wurde vom LUA unterstützt.

Das MURL veranlasste durch das LUA im Frühjahr 1999 eine erste Datenerhebung in NRW. Eine landesweite Abfrage bei etwa 30 Behörden, Wasserverbänden, Wasserwerken und Arbeitskreisen bezüglich des Kenntnisstandes zu „Arzneimitteln im Gewässer“ zeigte, dass bereits erste stichprobenartige Untersuchungen von Kläranlagenabläufen,

Oberflächengewässern, Grundwasser und Trinkwasser vorliegen. Es zeigte sich bereits jetzt, dass in NRW – wie auch in anderen Bundesländern – ein breites Spektrum an Arzneimitteln in Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern im µg/l bis ng/l-Bereich zu finden ist. Auch im Grundwasser in NRW wird vereinzelt die polare Clofibrinsäure (Metabolit des Lipidsenkers Clofibrat) gefunden.

Untersuchungen in Sedimenten und Schwebstoffen fanden laut Datenerhebung noch nicht statt. Einschätzungen zur Ökotoxikologie und Human-toxikologie sind zur Zeit nicht möglich, da man mit ersten orientierenden Versuchen noch am Anfang steht. Aktivitäten speziell zur Veterinärarzneimittelproblematik sind in NRW nicht bekannt.

Im LUA, wie auch in vielen anderen Institutionen in NRW, erfolgen intensive Arbeiten im Bereich der Methodenentwicklung zur Analytik. Das LUA leitet außerdem zwei Projekte mit externen Instituten mit den Schwerpunkten Zytostatika (IUTA – Institut für Energie und Umwelttechnik e.V. Duisburg) und Antibiotika (Hygiene-Institut der Universität Bonn).

Bund-Länder-Ausschuss

Ausgelöst durch Anregung der Umweltministerkonferenz (UMK) fanden bereits einige Aktivitäten zur Erstellung eines bundesweiten Messprogramms statt. Auf der 51. Umweltministerkonferenz im November 1998 wurde der Bund-Länder-Ausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC) gebeten, „die bisher durchgeführten und geplanten Untersuchungsprogramme der Länder zu koordinieren, hieraus konzeptionelle Rahmenbedingungen zu entwickeln und der 53. Umweltministerkonferenz ein bundesweit abgestimmtes Untersuchungsprogramm vorzulegen.“

Das Landesumweltamt ist in diesem Bund-Länder-Arbeitskreis vertreten. Er hat inzwischen ein Konzept erarbeitet und übernimmt die programmbegleitende Koordination unter Federführung des LUA:

- Konkretisierung der Messstellen
- Ermittlung der analytischen Möglichkeiten und Kapazitäten
- Konkretisierung der Parameter
- Konkretisierung der Bestimmungsgrenzen
- Organisation des Ringversuchs

- Organisation, Durchführung, Auswertung der Probenahme und Analytik

Der bundesweite Ringtest wird im März 2000 durchgeführt. Das Messprogramm beginnt im August 2000 und erstreckt sich über ein Jahr.

Analytik

Bei der Wahl der zu analysierenden Wirkstoffe werden neben Pharmaka mit hohen Verordnungsmengen auch solche berücksichtigt, die bereits in niedrigen Konzentrationen pharmakologisch wirksam oder toxisch sind.

Für erste analytische Aktivitäten wurden gezielt Wirkstoffe ausgewählt, die den oben genannten Auswahlkriterien entsprechen. Diese Stoffe gehören folgenden Indikationsgruppen an:

- ☛ Lipidsenker
- ☛ Betablocker
- ☛ Bronchospasmolytika
- ☛ Antirheumatika
- ☛ Analgetika
- ☛ Sexualhormone
- ☛ Zytostatika

Zur quantitativen Erfassung der Wirkstoffe in Oberflächengewässern, Grundwasser und Trinkwasser mussten analytische Methoden mit Bestimmungs-

grenzen im ng/l-Bereich entwickelt werden. Zur simultanen Bestimmung mehrerer Verbindungen sind verschiedene Verfahren in Arbeit.

Als erster Schritt findet immer eine Festphasenanreicherung bei jeweils verschiedenen pH-Werten statt. Über unterschiedliche Derivatisierungsverfahren, entsprechend der Verbindungsklasse, werden sie bei den Analysen mit GC/MS, GC/MS/MS, HPLC/MS oder HPLC-MS-MS detektiert und quantifiziert.

Metabolite oder Konjugate bereiten in der Wasseranalytik besondere Probleme, da sie häufig nicht bekannt oder im Chemikalienhandel nicht erhältlich sind, so dass keine Vergleichssubstanz für die Analytik zur Verfügung steht. Darüber hinaus bereitet die Eliminierung der häufig polaren Metabolite aus dem Wasser Schwierigkeiten.

Fazit

Durch das gemeinsame Messprogramm des Bund-Länder-Ausschusses und durch die Projekte des LUA wird bis Mitte des Jahres 2001 die Datenlage bezüglich der Immissionssituation und der Eintragspfade deutlich verbessert.

Die parallel dazu laufenden verschiedenen Aktivitäten zur Bewertung der Wirkstoffkonzentrationen in der Umwelt werden weitere Aufschlüsse bringen.

Entscheidungen über weitere Vorgehensweisen werden auf Grund dieser Erkenntnisse fallen.

8.5 Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie

Dr. Klaus Vogt & Prof. Dr. Günther Friedrich (LUA)

Im Bereich des Gewässerschutzes wurde von der Europäischen Union bereits seit 1996 betont, dass für einen nachhaltigen Gewässerschutz der **Flickenteppich** der seit den siebziger Jahren eingeführten Richtlinien, Aktionsprogramme und Entscheidungen zu inkonsistent sei. Folgerichtig wurde begonnen, einen Gewässerschutzansatz zu entwickeln, der die bereits begonnenen Maßnahmen integriert und ganzheitlich konsequent fortsetzt. Ergebnis dieser international diskutierten Anstrengungen war der Entwurf einer Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, der 1997 erstmalig formuliert wurde und nach zahlreichen Überarbeitungen derzeit Gegenstand intensiver Abschlussberatungen ist.

Ziel der Richtlinie ist es, mittelfristig einen zumindest guten ökologischen Zustand aller Gewässer (alle Oberflächengewässertypen und Grundwasser) im europäischen Bereich zu erreichen. Damit soll eine ungefährdete Versorgung mit einwandfreiem Trinkwasser und Brauchwasser gewährleistet werden, ohne die notwendige Begrenzung der Auswirkungen von Dürren und Überschwemmungen zu vernachlässigen. Erstmals auf Ebene der Umweltschutzrichtlinien der EU wird dem Umweltschutz dabei eine Priorität im Falle konkurrierender Nutzungen zugewiesen.

Grundsätzliche **Elemente der Richtlinie** sind

- die integrierte Behandlung von Grund- und Oberflächengewässern,
- das koordinierte Management in Gewässereinzugsgebieten,
- die kombinierte Anwendung von Emissions- und Immissionsansatz (combined approach),
- die Forderung nach preisdeckender Gestaltung der Wasserversorgungskosten,
- eine weitgehende Konsultation der Öffentlichkeit in Maßnahmeplänen und
- eine transparente Berichterstattung,

um den Ansatz einer nachhaltigen Wasserwirtschaft zu konkretisieren und umzusetzen.

Die Erfordernisse der künftigen europaweiten **Gewässerüberwachung** werden im Wesentlichen

in den Anhängen II und V der künftigen Richtlinie festgelegt.

Die größte Bedeutung bei der Einstufung des ökologischen Zustands kommt dabei den **biologischen Qualitätskomponenten** zu (Tab. 1).

Damit enthält der künftige Untersuchungsumfang gegenüber der bisherigen biologisch orientierten Untersuchungspraxis deutlich höhere Anforderungen.

Zusätzlich werden bei der Beurteilung des ökologischen Zustands chemisch-physikalische und hydromorphologische Qualitätskomponenten hinzugezogen.

Die **chemisch-physikalische Überwachung** bezieht sich – wiederum auf das Beispiel der Fließgewässer bezogen – einerseits auf allgemeine Kenngrößen wie Wassertemperatur, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt, Versauerungszustand und Nährstoffbedingungen, andererseits auf synthetische und nicht-synthetische spezifische Schadstoffe.

Bei den Letztgenannten wird eine Gruppe von etwa 30 Substanzen als EU-weit prioritär festgelegt, die in der gesamten EU zwingend zu überwachen sind und deren Konzentrationen auf Werte unterhalb der jeweiligen (europaweiten) Qualitätsziele zu reduzieren sind. Darüber hinaus sollen auf Ebene der Mitgliedsstaaten weitere national bedeutsame Schadstoffe analog überwacht und reglementiert werden.

Ebenfalls im Anhang V der künftigen Wasserrahmenrichtlinie werden die Anforderungen an die Überwachungsprogramme und die zugehörigen Untersuchungsmindesthäufigkeiten definiert. Dabei ist auffällig, dass die Mindesthäufigkeiten weit unter den z. B. von der LAWA empfohlenen Untersuchungsfrequenzen liegen und es fragwürdig erscheint, ob damit der in der Wasserrahmenrichtlinie geforderte „annehmbare Grad der Zuverlässigkeit und Genauigkeit“ erreicht werden kann. Insgesamt ist zu erwarten, dass gegenüber der bisherigen Untersuchungspraxis nur geringe Veränderungen eintreten werden, sofern nicht nur die Mindestfrequenzen eingehalten werden,

Tab. 1: Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustandes von Flüssen und Seen

Flüsse	Seen
<i>Biologische Komponenten</i>	
Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons	Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons
Zusammensetzung und Abundanz der sonstigen Gewässerflora	Zusammensetzung und Abundanz der sonstigen Gewässerflora
Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna	Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna
Zusammensetzung, Abundanz und Alterstruktur der Fischfauna	Zusammensetzung, Abundanz und Alterstruktur der Fischfauna
<i>Hydromorphologische Komponenten in Ergänzung der biologischen Komponenten</i>	
Wasserhaushalt	Wasserhaushalt
Menge und Dynamik der Strömung	Menge und Dynamik der Strömung
	Verweildauer
Verbindung zu Grundwasserkörpern	Verbindung zu Grundwasserkörpern
Kontinuität des Flusses	
Morphologische Bedingungen	Morphologische Bedingungen
Tiefen- und Breitenvariation	Tiefenvariation
Struktur und Substrat des Flussbetts	Menge, Struktur und Substrat des Bodens
Struktur der Uferzone	Struktur der Uferzone
<i>Chemische und physikalisch-chemische Komponenten in Ergänzung der biologischen Komponenten</i>	
Allgemein	Allgemein
	Sichttiefe
Thermische Bedingungen	Thermische Bedingungen
Bedingungen für die Sauerstoffanreicherung	Bedingungen für die Sauerstoffanreicherung
Salzgehalt	Salzgehalt
Versauerungszustand	Versauerungszustand
Nährstoffbedingungen	Nährstoffbedingungen
Spezifische Schadstoffe	Spezifische Schadstoffe
Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in den Wasserkörper eingeleitet werden	Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in den Wasserkörper eingeleitet werden
Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei den festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden	Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei den festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden

sondern im Rahmen der landesweiten Gewässerüberwachung weiterhin qualitätsmäßig annehmbare Ergebnisse erzielt werden sollen.

Neben den „klassischen“ Komponenten Biologie und Chemie werden bei der Wasserrahmenrichtlinie auch hydromorphologische Qualitätskriterien festgelegt und bei der Beurteilung der ökologischen Qualität berücksichtigt. Auch wenn die Wechselwirkung des Gewässers mit der Aue in der Wasserrahmenrichtlinie nicht berücksichtigt wird, entspricht das Konzept und die vorgesehene Überwachung in etwa dem Umfang, der auch in der deutschen Gewässerüberwachung vorgesehen ist.

Darüber hinaus ist die Standardisierung der Methodik bereits europaweit bei CEN in Bearbeitung.

Für den ökologischen Zustand gibt die Wasserrahmenrichtlinie ein fünfstufiges Bewertungsverfahren vor (Tab. 2). Dazu müssen die Gewässer vorher typisiert werden und für jeden Typ sind die entsprechenden Referenzzustände (Zustand ohne anthropogene Einflüsse) für die biologischen, physikalisch-chemischen und hydrologischen Parameter festzulegen. Die dazu notwendigen wissenschaftlichen Vorarbeiten sind für die kleinen Flüsse in NRW weitgehend erfolgt, vgl. dazu die LUA-Materialien Nr. 17 „Leitbilder für kleine bis mittel-

Tab. 2: Normative Begriffsbestimmung zur Einstufung des ökologischen Zustands

Allgemeine Begriffsbestimmung für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangsgewässern und Küstengewässern (gemäß Entwurf WRR vom November 1999)

Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp <i>keine oder nur geringfügige anthropogene Änderungen</i> der Werte für die physikalisch-chemischen und hydro-morphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen. Die Werte für die <i>biologischen Qualitätskomponenten</i> des Oberflächengewässers entsprechend denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse bestehen, und zeigen <i>keine oder nur geringfügige Verzerrungen</i> an. Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben.	Die Werte für die <i>biologischen Qualitätskomponenten</i> des Oberflächengewässertyps zeigen <i>geringe, anthropogen bedingte Verzerrungen</i> an, weichen aber nur geringfügig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen.	Die Werte für die <i>biologischen Qualitätskomponenten</i> des Oberflächengewässertyps weichen mäßig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen. Die Werte geben Hinweise auf mäßige, anthropogen bedingte Verzerrungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.
unbefriedigender oder schlechter Zustand Gewässer, deren Zustand schlechter als mäßig ist, werden als <i>unbefriedigend</i> oder <i>schlecht</i> eingestuft Gewässer bei denen die Werte für die <i>biologischen Qualitätskomponenten</i> des betreffenden Oberflächengewässertyps <i>stärkere Veränderungen</i> aufweisen und die <i>Biozönosen</i> <i>erheblich</i> von denen <i>abweichen</i>, die normalerweise bei Fehlen störender Einflüsse bestehen, werden als <i>unbefriedigend</i> eingestuft. Gewässer bei denen die Werte für die <i>biologischen Qualitätskomponenten</i> des betreffenden Oberflächengewässertyps <i>erhebliche Veränderungen</i> aufweisen und <i>große Teile der Biozönosen fehlen</i>, die normalerweise bei Fehlen störender Einflüsse bestehen, werden als <i>schlecht</i> eingestuft.		

große Fließgewässer“ und LUA-Materialien Nr. 16 „Referenzgewässer der Fließgewässertypen NRW“

Besonders große Sorgfalt ist auch erforderlich, die einzelnen ökologischen Qualitätsstufen von sehr gut bis schlecht zu definieren. Diese inhaltlich ausgefüllten Definitionen müssen von vornherein bundesweit erarbeitet werden, denn die Gewässertypen Nordrhein-Westfalens gibt es natürlich auch in anderen Bundesländern. Zu einem späteren Zeitpunkt muss über eine Interkalibrierung der europaweite Vergleich der Bewertungsergebnisse gewährleistet werden. Es darf nicht passieren, dass ein Gewässer nach den nationalen Bewertungssystem des Staates A anders eingestuft wird als mit dem Verfahren des Staates B. Hier stehen nicht nur die Biologen sondern auch die Chemiker und die Hydrologen in der Pflicht, durch saubere Konventionen die Vergleichbarkeit der Bewertungen zunächst innerhalb Deutschlands sicherzustellen. Das wird nach aller Erfahrung eine sehr schwierige aber auch sehr reizvolle und verantwortliche Aufgabe. Denn letztendlich wird über die Einstufung eine Entscheidung darüber getroffen, ob das Gewässer den erstrebten guten ökologischen Zustand erreicht hat

oder ob gegebenenfalls sehr kostenintensive Maßnahmen erfolgen müssen.

Während die Grundsätze der künftigen Wasser-rahmenrichtlinie generell befürwortet werden, sind eine Reihe fachlicher und politisch-rechtlicher Detailfragen, die in den technischen Anhängen festgelegt werden müssen, noch nicht abschließend geklärt.

Insbesondere für Deutschland mit seiner föderalen Struktur der staatlichen Umweltverwaltung sind für die geforderte flusseinzugsgebietsorientierte Wasserwirtschaft noch vielfältige administrative und organisationsrechtliche Fragen, – z. B. zur Bildung und Kompetenz der geforderten Flussgebietskommissionen – zu klären. Diese übergeordneten Fragestellungen werden länderübergreifend, koordiniert und koordinierend in einer eigens in der LAWA dafür eingerichteten Arbeitsgruppe bearbeitet.

Als fachlich noch nicht hinreichend geklärt stehen Fragen einer europaweit vergleichbaren Auswertungsmethodik sowie zu Ausweisungskriterien für und die Bewertung von anthropogen weitgehend veränderten Gewässern (heavily modified water bodies) im Vordergrund. Schließlich fehlen auch

noch standardisierte Methoden für die Auswertung und Beurteilung biologischer und ökologischer Gütemerkmale, z. B. für die Bewertung der Fischfauna und ihrer Altersstruktur, der Makrophyten und dem morphologischen Zustand der Oberflächengewässer.

Die hier nur angeschnittenen Fragen und Diskussionspunkte zur fachlichen Konkretisierung und

zur künftigen Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie sind derzeit Gegenstand zahlreicher Veranstaltungen. Nach heutigem Stand (05/2000) ist mit einer Verabschiedung der Richtlinie noch im Jahr 2000 zu rechnen.

Fotonachweis

Kap. 2:	B. Eiseler: Abb. 2	Kap. 3.2.6.2:	D. Busch: Abb. 1, 3, 4, 5, 6, 9, 12
Kap. 3.1.2:	H. Walter: Abb. 1		A. Thiel: Abb. 13 + 15
Kap. 3.1.3:	D. Busch: Abb. 1 – 3	Kap. 3.2.7:	StUA Lippstadt: Abb. 1-4
Kap. 3.2.1.1:	M. Pohlmann: Abb. 1	Kap. 3.3.2:	StUA Münster: Abb. 1+2
	B. Schwenke: Abb. 16	Kap. 3.3.3:	StUA Münster: Abb. 1+3
Kap. 3.2.1.2:	M. Brühne, W. Ahrendt: Abb. 1	Kap. 3.4.1:	K. Wehking: Abb. 4, 6, 7+11
	D. Möller: Abb. 4		StUA Minden: Abb. 3, 5, 9, 10, 12-18
	K.-H. Christmann: Abb. 5	Kap.3.4.2:	B. Stemmer: Abb. 2
	M. Brühne: Abb. 6		H. Späh: Abb. 3
	W. Wißen: Abb. 7	Kap. 3.5.1:	G. Kalinka: Abb. 1-3
Kap. 3.2.2.1:	J. Reifenrath: Abb. 7+8	Kap. 3.5.2:	W. Müller: Abb. 1+10
Kap. 3.2.2.2:	E. Städtler: Abb. 1+3	Kap. 3.6.1:	BR Düsseldorf Lichtbildstelle: Abb. 1
Kap. 3.2.2.3:	D. Paulus: Abb. 2-4		G. Barth: Abb. 2
Kap. 3.2.3:	B. Jacobs: Abb. 2	Kap. 3.6.2:	K. Ostermann: Abb. 2-4
	J. Lacombe: Abb. 9	Kap. 4:	K.-H. Christmann: Abb. 1-3
Kap. 3.2.4.1:	G. Friedrich: Abb. 1	Kap. 4.1:	K.-H. Christmann: Abb. 4-6
Kap. 3.2.4.2:	D. Paulus: Abb. 1	Kap. 4.3:	A. Pardey: Abb. 4+5
Kap. 3.2.5.1:	StUA Duisburg: Abb. 10+11	Kap. 5.1:	G. Friedrich: Abb. 1
Kap. 3.2.5.2:	U. Schmieds: Abb. 1	Kap. 5.2:	StUA Minden: Abb. 1-4
	R. Beck: Abb. 13	Kap. 7:	LUA: Abb. 1
Kap. 3.2.6.1:	A. Lorenz: Abb. 1+19	Kap. 8.2:	D. Busch: Abb. 8
	P. Klausmeier: Abb. 2, 12+18		K. Ostermann: Abb. 9
	D. Busch: Abb. 8		

Gewässergüteberichte und Vorläufer, Sonderberichte

Erscheinungsjahre:

- 1972 – 1974: Mitteilungen der Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz:
Ergebnisse der Gewässerüberwachung durch Wasserkontrollstationen und das Laborschiff „MAX PRÜSS“.
Krefeld, 1/72 (1972) – 2/74 (1974)
15 Ausgaben
- 1974 – 1979: Mitteilungen der Landesanstalt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen.
Düsseldorf: LWA, 3/74 (1974) – Oktober 1978 (1979)
11 Ausgaben
- 1979 – 1981: Mitteilungen des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen.
Düsseldorf: LWA, November 1978 /1979 – Dezember 1980 (1981)
3 Ausgaben
- ab 1982:
- Gewässergütebericht '81. Düsseldorf: LWA 1982
 - Gewässergütebericht '82. Düsseldorf: LWA 1983
 - Gewässergütebericht '83. Düsseldorf: LWA 1984
 - Gewässergütebericht '84. Düsseldorf: LWA 1985
 - Sedimentuntersuchungen in Fließgewässern, LWA-Schriftenreihe „Wasser und Abfall“
Heft 41. Düsseldorf: LWA 1986
 - LWA-Sonderbericht: Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Gewässer und
die Trinkwasserversorgung in Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf: LWA 1986. 10 S.
 - Gewässergütebericht '85. Düsseldorf: LWA 1986
 - LWA-Sonderbericht: Brand bei Sandoz und Folgen für den Rhein in NRW.
Düsseldorf: LWA 1986. 13 S.
 - Gewässergütebericht '86. Düsseldorf: LWA 1987
 - Gewässergütebericht '87. Düsseldorf: LWA 1988
 - Rheingütebericht NRW '88. Düsseldorf: LWA 1989
 - Gewässergütebericht '89. Düsseldorf: LWA 1990
 - Rheingütebericht NRW '90. Düsseldorf: LWA 1991
 - Gewässergütebericht '91. Düsseldorf: LWA 1992
 - Rheingütebericht NRW '92. Düsseldorf: LWA 1993
 - Gewässergütebericht NRW '93/'94. Essen: LUA 1996
 - Rheingütebericht NRW '95. Essen: LUA 1997
 - Gewässergütebericht NRW '96. Auswertung des Trendmeßprogramms 1990 – 1995. Essen: LUA 1997
 - Gewässergütebericht NRW '97. Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel in Oberflächen-
gewässern – Berichtszeitraum 1987 – 1997. Essen: LUA 1999
 - 30 Jahre Biologische Gewässeruntersuchung in Nordrhein-Westfalen – Ergebnisse und Perspektiven –
Sonderbericht. Essen: LUA 2000