

**LAWA-Projekt G 1.01:
Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger
Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich vom
Grundwasser ausgehender Schädigungen**

Bericht zu Teil 3:

**Analyse der vom Grundwasser ausgehenden signifikanten
Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme
(qualitative Aspekte)**

Bearbeitung:

Dipl.-Ing. Petra Lenkenhoff (Erftverband)

Dr. Udo Rose (Erftverband)

Begleitender Arbeitskreis:

Dipl.-Biol. Martin Böhme (Obmann LAWA-Ausschuss „Grundwasser u. Wasserversorgung)

Dipl.-Biol. Thomas Ehlert (Bundesamt für Naturschutz, Bonn)

Dipl.-Ing. Manfred Rasper (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hannover)

- Inhaltsverzeichnis -

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | Veranlassung und Zielsetzung | 3 |
| 2 | Vorgaben | 3 |
| 3 | Grundlagen | 3 |
| 3.1 | Umsatz und Transport chemischer Stoffe in grundwasserabhängigen Ökosystemen | 3 |
| 3.2 | Wichtige feuchtgebietsrelevante Grundwasserinhaltsstoffe | 6 |
| 4 | Bewertung der „signifikanten Schädigung“ | 7 |
| 4.1 | Definition der „signifikanten Schädigung“ | 7 |
| 4.2 | Biotoptypenänderungen infolge von Grundwasserinhaltsstoffen | 7 |
| 5 | Potenzielle Auslöser und Ursachen einer vom qualitativen Zustand des Grundwassers ausgehenden „signifikanten Schädigung“ | 8 |
| 5.1 | Änderung des Grundwassertyps | 8 |
| 5.2 | Nährstoffeintrag | 9 |
| 5.2.1 | Nitrat | 9 |
| 5.2.2 | Phosphat | 11 |
| 5.3 | Schadstoffe | 11 |
| 5.4 | Versauerung | 12 |
| 6 | Empfehlungen zur Bewertung der „signifikanten Schädigung“ | 12 |
| 7 | Zitierte Literatur | 15 |

1 Veranlassung und Zielsetzung

Um den „guten Zustand“ zu erreichen müssen gem. Anhang V Nr. 2 der WRRL nicht nur der Grundwasserstand, sondern auch die chemische Zusammensetzung des Grundwasserkörpers so beschaffen sein, dass grundwasserabhängige Ökosysteme nicht „signifikant“ geschädigt werden. Daher war im nunmehr dritten Teil des Projekts - nach der Erfassung (ERFTVERBAND 2002) und der quantitativen Gefährdungsanalyse (ERFTVERBAND 2003) - die Gefährdung grundwasserabhängiger Ökosysteme (im Folgenden auch Feuchtgebiete genannt) durch den qualitativen Zustand des Grundwassers Gegenstand der Bearbeitung.

2 Vorgaben

Wie in den ersten Projektabschnitten erfolgten die Empfehlungen unter Berücksichtigung des durch die Anforderungen der WRRL und des Gesichtspunkts der praktischen Anwendbarkeit gegebenen Rahmens. Relevant gem. WRRL sind lediglich derzeitige Gefährdungen, die auf Grund aktueller Belastungen zu erwarten oder infolge mehr oder weniger kurzfristig zurückliegender Veränderungen des Grundwasserzustands eingetreten sind.

3 Grundlagen

3.1 Umsatz und Transport chemischer Stoffe in grundwasserabhängigen Ökosystemen

Der Transport und die Transformation von Stoffen in Ökosystemen erfolgt in einer Vielzahl physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse, die auch von dem jeweiligen Feuchteregime und den hydrologischen Randbedingungen abhängen. Grundwasserabhängige Ökosysteme oder Feuchtgebiete unterscheiden sich in ihren Stoffkreisläufen daher deutlich von terrestrischen Ökosystemen (Abb. 1). Besonders deutlich wird dies bei der Umsetzung und den Kreisläufen von – um die wichtigsten Elemente zu nennen - Stickstoff, Phosphor, Schwefel, Eisen, Mangan und Kohlenstoff. Manche der Prozesse führen zu durchaus toxischen Produkten, während andere wie Denitrifikation und Methanbildung zu einem Stoffverlust an die Atmosphäre führen. An vielen Reaktionen sind Mikroorganismen beteiligt, die an die anaerobe Umwelt angepasst sind.

Obwohl an der Oberfläche der feuchtgebietstypischen hydromorphen Böden für gewöhnlich auch oxidative Reaktionen ablaufen, herrschen auf Grund der Durchnässung spätestens in den tieferen Substratschichten reduzierende Verhältnisse. In den organischen Grundwasser-Böden findet aufgrund der (bei hohem Grundwasserstand) anaeroben Verhältnisse nur ein eingeschränkter biologischer Abbau statt. Daher ist die Freisetzung von Mineralstoffen aus dem Bodensubstrat gering, so dass die Nährstoffversorgung von Pflanzen nur über das den unmittelbaren Wurzel-

bereich umströmende Grundwasser erfolgen kann. Dies erklärt die je nach mehr oder weniger bewegtem Grundwasser unterschiedlichen Pflanzengesellschaften.

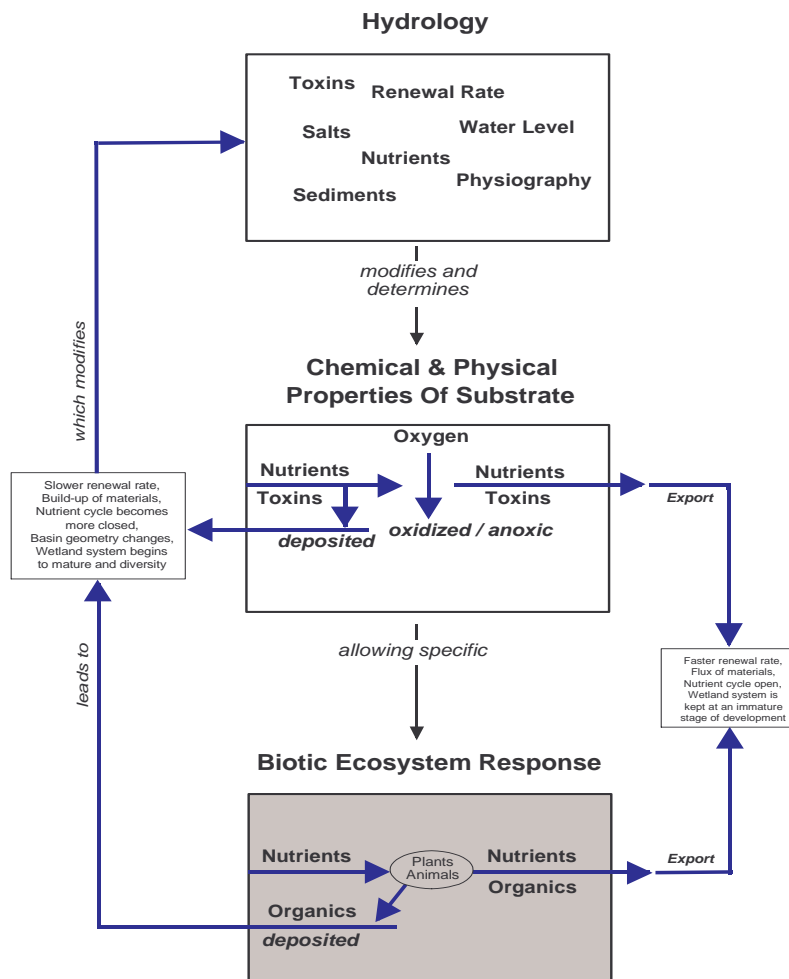


Abb. 1: Beziehungsgefüge zwischen hydrologischen, biochemischen und biotischen Faktoren in einem Feuchtgebiet
(nach WICKER et al., 1982, zit. in MITSCH & GOSSELINK 1993)

Chemische Stoffe können durch Niederschlag, Oberflächenwasser und das Grundwasser in die Feuchtgebiete gelangen. Vorwiegend durch Niederschlag gespeiste Gebiete sind in der Regel nährstoffarm, doch die Konzentrationen der verschiedenen Stoffe insgesamt sowie deren Ein- und Austragspfade können äußerst variabel sein. Letztere sind daher – auch aufgrund eines stofflichen Austauschs mit benachbarten Ökosystemen – nur schwer zu quantifizieren.

SHEDLOCK et al. (1993) untersuchten in einer beispielhaften hydrogeologischen und hydrochemischen Untersuchung die Wechselbeziehungen zwischen Grundwasser und Feuchtgebieten. In ihrem durch Sumpf- und Moorvegetation geprägten Untersuchungsareal fanden sie heraus, dass das oberflächennahe Grundwasser sowie das Porenwasser der Torfkörper einerseits aus aufsteigendem Wasser eines über Ge-

schiebelehm liegenden Aquifers, andererseits aus einem lokalen Grundwasserfließsystem stammte, das sich - vorwiegend aus dem Niederschlag gespeist - in seiner chemischen Zusammensetzung deutlich von dem tieferliegenden Grundwasser unterscheidet. Dabei waren die Anteile des jeweiligen Herkunftswassers kleinräumig verschieden. Ebenso kleinräumig verteilt waren die unterschiedlichen horizontalen und vertikalen Fließwege des Wassers.

In Nordrhein-Westfalen wurden für die Beurteilung des Tagebauvorhabens „Garzweiler II“ umfangreiche Untersuchungen durchgeführt, ob mit einer künstlichen Grundwasseranreicherung wasserhaushaltliche und ökologische Belastungen betroffener grundwasserabhängiger Ökosysteme verhindert werden können. Das Büro MULL & PARTNER (1990) berechnete dazu mit vertikalen Schnittmodellen die Strömungssituation des Grundwassers für verschiedene Feuchtgebiete. Die Ergebnisse belegten, dass ein Teil des zur Anreicherung versickerten Wassers auf direktem Weg den Feuchtgebieten zuströmt, von unten das natürliche, aus Niederschlag gebildete Grundwasser stützt, aber selbst - je nach örtlicher geologischer Gegebenheit - nicht oder nur in Anteilen in den Wurzelraum gelangt. Gleichzeitig wurde deutlich, dass die Fließzeiten des Grundwassers in horizontaler Richtung auch auf kurzer Strecke (600 bis 1500 m) Jahrzehnte betragen können, so dass ins Grundwasser eingetragene Stoffe ein Ökosystem mitunter erst mit großer zeitlicher Verzögerung erreichen. Begleitend untersuchte SCHULZ (1990) in Laborversuchen die Reaktionen des den Feuchtgebieten zufließenden Grundwassers mit dem Material der Grundwasserleiter. Es zeigte sich, dass Redox-Prozesse zwischen dem Grundwasser und der organischen Substanz der Talauen-Sedimente so dominant waren, dass alle anderen Prozesse zwischen dem Grundwasser und dem sandigen und kiesigen Grundwasserleitern praktisch unbedeutend blieben.

Insgesamt ist festzustellen, dass die Wechselbeziehungen zwischen Grundwasser und den von ihm abhängenden Ökosystemen nicht einmal innerhalb eines begrenzten Gebiets, geschweige denn bei verschiedenen Gebieten gleichförmig sind. Pauschale Einschätzungen sind daher nahezu unmöglich. Angesichts der vorzunehmenden Gefährdungseinschätzung grundwasserbürtiger Stoffe, stellt sich in jedem Einzelfall vor allem die Frage, ob ein im Grundwasser gemessener Stoff für den Wurzelbereich der Vegetation überhaupt relevant ist.

3.2 Wichtige feuchtgebietsrelevante Grundwasserinhaltsstoffe

In der chemischen Zusammensetzung des (wurzelnahen) Grundwassers spiegeln sich die Bedürfnisse der in den grundwasserabhängigen Ökosystemen lebenden Biozönosen wider. Von wichtiger hydrobotanischer Bedeutung sind dabei zunächst die primären, geogenen Lösungsinhalte wie

- Basen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+), damit eng verknüpft die
- Härtebildner (Karbonate, Sulfate), und
- Chlorid.

Entsprechend lassen sich weiche basenarme Grundwässer, harte karbonatreiche oder sulfatische und chloridische Grundwässer sowie die jeweils entsprechenden Lebensgemeinschaften grundsätzlich voneinander unterscheiden.

Die Biozönosen (primär die Pflanzengemeinschaften) werden zusätzlich entscheidend beeinflusst durch die sekundären, biogenen bzw. anthropogenen Grundwasserinhaltsstoffe wie

- Nährsalze (in erster Linie NO_3^- , PO_4^{3-}) und
- Schadstoffe (z.B. Xenobiotika und Schwermetalle).

Eine Schlüsselrolle kommt offensichtlich der Calcium-Konzentration im wurzelnahen Grundwasser zu. Beispielsweise kann die Schwarzerle nicht mehr mit der Moorbirke oder der Waldkiefer konkurrieren, wenn eine Konzentration von etwa 0,1 g/l CaO unterschritten wird. In diesem Fall tritt bei gleichem Wasserhaushalt ein Birken- oder Kiefernbruchwald an die Stelle des Erlenbruchwalds (ELLENBERG 1986). SCHOTT & WASSEN (1993) beschreiben den Calcium-Gehalt des Grundwassers als den entscheidenden Faktor zum Erhalt artenreicher Niedermoore, betonen aber dessen eher indirekte Wirkung über die Verfügungstellung von Nährstoffen, insbesondere des Phosphors.

Indirekt wirksam ist auch die

- Protonenkonzentration (pH-Wert),

da diese die Ionenaufnahme, die Löslichkeit von Ionen, die Nährstoffverfügbarkeit, die Hydrogencarbonatbalance und das Redoxmilieu des Wurzelraums beeinflusst. Die entsprechende Wirkung der Azidität etwa auf die Hydrophytenvegetation ist seit langem bekannt und untersucht (IVERSEN 1929 und WETZEL 1982, zit. in POTT & REMY 2000).

4 Bewertung der „signifikanten Schädigung“

4.1 Definition der „signifikanten Schädigung“

Weil weniger die physiologischen Kennwerte einzelner Pflanzenarten, sondern die ökologischen Beziehungen verschiedener Arten untereinander maßgebend sind, kann selbst eine geringfügige Zu- oder Abnahme von Grundwasserinhaltsstoffen (z.B. auch von Spurenelementen) infolge geänderter Konkurrenzbedingungen zu Veränderungen der Biozönosen führen. Daher ist es nicht zielführend, jedwede Veränderung eines Ökosystems als „signifikante Schädigung“ zu interpretieren. Damit wäre einerseits ein Ermessensraum verspielt, andererseits eine angemessene Nutzung von vorneherein einseitig ausgeschlossen (vgl. Ausführungen zur quantitativen Gefährdungsanalyse im zweiten Projektteil, ERFTVERBAND 2003). Auch angesichts längerfristiger natürlicher Schwankungen von Grundwasserinhaltsstoffen ist es daher sinnvoll, die Definition der „signifikanten Schädigung“ weiter zu fassen und ein bestimmtes Maß an Veränderung zu tolerieren.

Bereits im ersten Projektteil (Erfassung der grundwasserabhängigen Ökosysteme, ERFTVERBAND 2002) wurde festgestellt, dass es aus wissenschaftlicher, planerischer und rechtlicher Sicht sowie aufgrund der zur Verfügung stehenden Daten sinnvoll ist, grundwasserabhängige Ökosysteme auf der Ebene des Biotoptyps zu definieren und klassifizieren. Daher ist es auch hinsichtlich des qualitativen Zustands des Grundwassers naheliegend, die bereits im Zuge der quantitativen Gefährdungsanalyse auf der Ebene des Biotoptyps getroffene Definition der „signifikanten Schädigung“ zu übernehmen:

Ö Definition:

Die Schädigung eines grundwasserabhängigen Ökosystems ist als signifikant zu bewerten, wenn die Gefahr besteht, dass aufgrund einer anthropogenen Veränderung des Grundwasserzustands der zuvor erfasste Biotop typ als solcher nicht erhalten bleibt.

4.2 Biotoptypenänderungen infolge von Grundwasserinhaltsstoffen

Aussagen über die Richtung, in die sich grundwasserabhängige Biozönosen nach einer stofflichen Veränderung des Grundwassers entwickeln, sind in der Literatur nur spärlich beschrieben und selten quantifiziert. SCHOTT & WASSEN (1993) beschreiben (unter Nennung weiterer Autoren) den Rückgang artenreicher Niedermoorgesellschaften (z.B. Kleinseggen Sümpfe) zugunsten anderer, artenärmerer Pflanzengesellschaften (z.B. Großseggenriede und Röhrichte) nach Verringerung des Zuflusses calciumreichen Grundwassers. MCVEAN (1959, zit. in ELLENBERG 1986) brachte auf hochmoorähnlichem Torf nach Bestreuen mit Phosphat Schwarzerlen zum Gedeihen. RAABE (1954, zit. in ELLENBERG 1986) verfolgte die Sukzession eines Hoch-

moor-/Birkenbruchstandorts zum Erlenbruch infolge eines Abwassereintrags. MITSCH & GOSSELINK (1993) berichten über das desaströse Absterben ganzer Pflanzenbestände in Auegebieten nach hohen Sulfateinträgen sowie über die dramatische Schädigung eines Moorgebiets durch Selen.

Aufgrund der spärlichen Datenlage ist die Ableitung allgemein gültiger Grenzwerte für stoffliche Konzentration, die zur Änderung der Biotoptypen führen, derzeit nicht möglich. Insgesamt führen stärkere Änderungen der Konzentration oder Mischungsanteile der im wurzelnahe Grundwasser gelösten feuchtgebietsrelevanten Stoffe gem. 3.2 aber sicher zu Verschiebungen innerhalb der Artenspektren grundwasserabhängiger Ökosysteme. Veränderungen der Biozönosen bedingen dabei jedoch nicht in jedem Fall auch die Veränderung des Biotoptyps und damit definitionsgemäß die „signifikante Schädigung“.

5 Potenzielle Auslöser und Ursachen einer vom qualitativen Zustand des Grundwassers ausgehenden „signifikanten Schädigung“

Gem. 3.2 und 4.2 kommen folgende Auslöser und hauptsächliche Ursachen für einen Biotoptypenwechsel grundwasserabhängiger Ökosysteme in Frage:

5.1 Änderung des Grundwassertyps

Anthropogen bedingte Änderungen oder Verschiebungen des Grundwassereinzugsgebiets können dazu führen, dass einem Ökosystem Grundwasser anderer geogener Herkunft und folglich anderer Lösungsinhalte zuströmt, im Extremfall etwa hartes karbonatisches Grundwasser durch weiches basenarmes - wie im Beispiel von SCHOTT & WASSEN (1993) beschrieben – ersetzt wird oder umgekehrt. Spezielle Anpassungen der Biozönosen finden sich bei weichem Wasser mit einer Gesamthärte (als Summe der Erdalkali-Ionen) von weniger als 5° dGH, so dass dieser Wert als grober Richtwert verstanden werden kann, bei dessen Über- oder Unterschreiten grundlegende Veränderungen der Biozönosen zu erwarten sind.

Ähnlich zu bewerten ist der anthropogen bedingte Zustrom chloridischen (salinären) Grundwassers etwa in Küstennähe (gleichsam der Chloridbelastung durch Eintrag von kommunalem/industriellem Abwasser, Streusalz und Dünger). Häufig sind an dieser „Versalzung“ neben Natriumchlorid auch Calcium-, Natrium- und Magnesium-Sulfate oder -Carbonate beteiligt. Chloridarmes Grundwasser aus Silikatgebieten enthält durchschnittlich weniger als 10 mg/l Cl⁻. Untersuchungen zur Auswirkung der Versalzung sind von Oberflächengewässern bekannt: CARBIENER et al. (1990, zit. in POTT & REMY 2000) zeigten, dass Pflanzen in Fließgewässern Chloridkonzentrationen von 100 bis 150 mg/l weitgehend tolerieren. Lt. Gewässergütebericht des Landesumweltamts Nordrhein-Westfalen (LUA 1997) sind Störungen von Gewässerbiozönosen oberhalb von 400 mg/l Cl⁻ zu erwarten. Die Toxizitätsgrenze niederer Süßwasserorganismen liegt gem. KOPPE & STOZEK (1999) bei 1300 bis 2300 mg/l Cl⁻.

Auch Sulfat kann sich vielfach anthropogen bedingt im Grundwasser anreichern, z.B. in landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen im Zuge von Denitrifikationsprozessen. Bekannt sind auch Einträge durch Bergbau- und Solewässer. Problematisch kann die im Zuge von Bergbauaktivitäten auftretende Sulfit-Verwitterung sein, bei der die Sulfatfreisetzung mit einer Versauerung (s. 5.4) einhergeht. Abgesehen von einer besiedlungshemmenden Abdeckung von Substraten in Oberflächengewässern infolge einer Bariumsulfatausfällung (in Gegenwart von Barium-Salzen) sind biozönotische Schädigungen durch Sulfat nicht bekannt. KOPPE & STOZEK (1999) berichten von einer schädlichen Wirkung auf einige Fischarten in Gewässern mit ca. 3000 mg/l SO_4^{2-} .

5.2 Nährstoffeintrag

Gelangen die Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor in das wurzelnahe Grundwasser oligotropher Standorte, ist ein Biotoptypenwechsel in Richtung der Varianten nährstoffreicherer Standorte zu befürchten. Solche grundwasserbedingten Eutrophierungsprozesse sind als problematisch anzusehen, weil Organismen oligotropher Biotope bundesweit in ihrem Bestand stärker gefährdet sind als Arten eutropher Lebensräume (ELLENBERG jun. 1983, SUKOPP et al. 1978). Aus diesem Grund sind oligotrophe Standorte - trotz der grundsätzlichen Schutzbedürftigkeit aller Ökosysteme vor anthropogen bedingten Nährstoffeinträgen - bei einer Gefährdungsabschätzung besonders zu berücksichtigen. Die nährstoffarmen und gegenüber einer Nährstoffbelastung besonders empfindlichen Ökosysteme sind daher in Tabelle 1 entsprechend der Liste der zu erfassenden grundwasserabhängigen Biotoptypen (ERFTVERBAND 2002) zusammengestellt.

Vor allem Nitrat, das nicht nur aus Düngemitteln, sondern auch als Folge von Kulturartenwandel mit dem Sickerwasser teilweise großflächig ins Grundwasser gelangt, dürfte im Vergleich zum weniger mobilen Phosphat ein bedeutsames Gefährdungspotential oligotropher Ökosysteme darstellen. Im Gegensatz zu offenen Gewässern, deren Trophieentwicklung aufgrund hinreichend bekannter Eckdaten gut zu prognostizieren ist, können für semiterrestrische Lebensräume aber keine Grenzwerte für Nährstoffe im Grundwasser angegeben werden, oberhalb derer sich ein oligotrophes Ökosystem zu einem eutrophen entwickeln wird. Gründe hierfür sind neben den stufenlosen Übergängen zwischen den Trophiegraden vor allem die kaum zu analysierenden Wechselwirkungen, so dass entsprechende Datengrundlagen derzeit nicht zur Verfügung stehen.

5.2.1 Nitrat

Unbelastete Grundwässer enthalten bis zu 20 mg/l NO_3^- . Höhere Nitratkonzentrationen sind in der Regel anthropogen bedingt und indizieren den potenziellen Eintrag weiterer Nährstoffe. KALBITZ et al. (2002) fanden in mehrjährigen Messreihen Kon-

| Standardbiotoptyp (gem. BfN-Liste, überarb. Entwurf der 2. Fassung) | Code | Empfindlichkeit gegenüber Nähr- stoffen aus dem Gw |
|--|-----------------------|--|
| | Küstenbiotope: | |
| Feuchtes/nasses Düental, inkl. Dünenmoor | 10.05 | N |
| Quellen: | | |
| Sicker- und Sumpfquellen | 22.01 | N |
| Grundquellen | 22.02 | N |
| Sturzquellen | 22.03 | N |
| Salz- oder Sohlquelle | 22.04 | N |
| künstlich gefasste Quelle | 22.05 | N |
| Gewässer und ihre Verlandungsbereiche: | | |
| Fließende Gewässer | 23. | (N) |
| Stehende Gewässer | 24. | (N) |
| Moore: | | |
| Hochmoore | 36.01 | (N) |
| Übergangs- oder Zwischenmoore | 36.02 | (N) |
| Moordegenerationsstadien | 36.03 | (N) |
| Torfabbaubereiche | 36.04 | (N) |
| Handtorfstich | 36.04.01 | (N) |
| Abtorfungsflächen im Fräsverfahren | 36.04.02 | (N) |
| Regenerationsflächen von Hochmooren | 36.05 | (N) |
| Waldfreie, oligo- bis mesotrophe Niedermoore und Sümpfe | 35.01 | (N) |
| Borstgrasrasen und Heiden: | | |
| Borstgrasrasen | 34.06 | N |
| Zwergstrauchheiden | 40. | N |
| Moor- oder Sumpfheide | 40.02 | N |
| Grünland: | | |
| Pfeifengraswiesen | 35.02.01 | (N) |
| Nassgrünland | 35.02.04 | (N) |
| Hochstaudenfluren und Waldsäume: | | |
| Krautige Säume oligo- bis mesotropher Standorte | 39.03.01 | (N) |
| Gebüsche und Hecken: | | |
| Gebüsch nasser bis feuchter organischer Standorte | 41.01.03 | (N) |
| Wälder und Forste | | |
| Birken-/Birken-Stieleichenwald feuchter bis frischer Standorte | 43.07.03 | (N) |
| (wechsel-) feuchter Kiefern- bzw. Birken-/Kiefernwald | 44.02.04 | N |
| natürliche/naturnahe Tannen-Fichtenwälder | 44.03.03 | (N) |
| Moorwälder, Laub- | 43.01 | (N) |
| Nadel- | 44.01 | (N) |
| Bruchwälder | 43.02 | (N) |
| Sumpfwälder | 43.03 | (N) |
| Alpine Biotope: | | |
| Alpine Gewässer | 60. | (N) |
| subalpine und alpine Moore | 65. | (N) |

Tab. 1: Gegenüber Nährstoffeintrag durch das Grundwasser besonders empfindliche Biotoptypen,

N: alle Ausprägungen des Typs sind besonders empfindlich,

(N): bestimmte Ausprägungen des Typs sind besonders empfindlich

zentrationen anorganischen Stickstoffs von im Mittel 0,6 mg/l N (entsprechend 3 mg/l NO_3^-) in der Bodenlösung und 0,9 mg/l N (entsprechend 4 mg/l NO_3^-) im tieferen Grundwasser eines Erlenbruchs. SCHLEUß et al. (2002) wiesen unter Erlenwald in einem Niedermoorgebiet mittlere Konzentrationen von 6 bzw. 13 mg/l NO_3^- im Grundwasser und 1 bzw. 5 mg/l NO_3^- in der Bodenlösung (ungesättigte Zone) nach. KUNZE (1991) hat im tieferen Grundwasser eutropher Erlenbruchgebiete mittlere Nitratkonzentrationen von 40 bis 50 mg/l NO_3^- (Extremwerte bis 160 mg/l NO_3^-) gemessen und dabei deutliche Unterschiede zum wurzelnahen Grundwasser (Mittelwert 5 bis 10 mg/l NO_3^-) festgestellt. Die Nitratkonzentration im Grundwasser oligotropher Gebiete (Erlen-/Birkenbruch mit Glockenheide, Gagel- und Faulbaumgebüsch) lagen dagegen im tieferen wie im oberflächennahen Grundwasser durchschnittlich nur im Bereich der Nachweisgrenze.

5.2.2 Phosphat

Phosphat liegt im Wurzelraum je nach Bodenreaktion in gebundener schwerlöslicher Form vor oder ist sorptiv an Austauscherelemente, z.B. an Tonminerale gebunden. Im Vergleich zu rein aquatischen Lebensräumen ist es daher nur schwer pflanzenverfügbar. Die Phosphatkonzentration natürlicher Grundwässer liegt nur bei 0,1 mg/l und darunter. Werte von mehr als 0,3 mg/l PO_4^{3-} sind fast ausschließlich auf menschliche Verunreinigungen zurückzuführen. Nach Messungen von KUNZE (1991) lag der mittlere Phosphatgehalt im Grundwasser oligotropher Gebiete bei 0,1 mg/l und im Grundwasser eutropher Erlenbrücher zwischen 0,1 und 0,9 mg/l, wobei die Messwerte im oberflächennahen Grundwasser leicht höher ausfielen als im tieferen. Vor allen in den eutrophen Gebieten streuten die gemessenen Phosphatkonzentrationen stark mit dem Ort und der Zeit der Probenahme. SCHOTT & WASSEN (1993) ermittelten durchschnittliche Phosphatkonzentrationen von 0,3 mg/l im oberflächennahen bzw. 0,2 mg/l im tieferen Grundwasser eines Niedermoores. Dagegen fanden SCHLEUß et al. (2002) in der Bodenlösung ihres Niedermoorstandorts im Mittel nur Phosphatwerte zwischen 0,01 und 0,04 mg/l sowie 0,001 mg/l PO_4^{3-} im Grundwasser.

5.3 Schadstoffe

Je nach Konzentration kann nahezu jeder Wasserinhaltsstoff Organismen und damit letztlich ganze Ökosysteme schädigen. Schadstoffe im engeren Sinn sind die in der Regel anthropogen in die Umwelt eingetragenen Stoffe, die oft schon kurz oberhalb ihrer chemischen Nachweisgrenzen artspezifisch akute und chronische Wirkungen auf Pflanzen, Tieren oder Menschen ausüben. Im Anhang VIII der WRRL sind (in einem nichterschöpfenden Verzeichnis) die wichtigsten Schadstoffe zusammengestellt. Zu ihnen zählen im Besonderen Kohlenwasserstoffe (vor allem persistente und bioakkumulative Verbindungen), Schwermetalle, Pflanzenschutzmittel, Cyanide und Arsenverbindungen. Aufzuführen sind auch Stoffe mit carcinogenen oder mutagenen Eigenschaften sowie endokrin wirksame, z.B. Medikamentenrückstände. Bereits das

kurzzeitige Auftreten solcher Substanzen kann wichtige Zellfunktionen wie Enzymaktivität oder Biotransformation in den Zellen beeinträchtigen. Das Erreichen letaler Konzentrationen führt zur Zerstörung von Zellstrukturen, zum Verlust wichtiger biochemischer Funktionen und damit zum Tod der Organismen. Subletale Langzeitwirkungen sind Veränderungen der Reproduktionsstrategie, des Populationswachstums sowie der Populationsselektion und somit die Neuorganisation von Ökosystemen.

Gelangen grundwasserbürtige Schadstoffe in den Wurzelraum oder an die Bodenoberfläche von Lebensräumen, können Schädigungen der jeweiligen Biozöosen auftreten. Spezielle Grenzwerte oder gar biotoptypenspezifische Grenzwerte, bei deren Überschreiten Schädigungen tatsächlich eintreten, stehen nicht zu Verfügung. Zur Orientierung können aber die Standards für organische Umweltchemikalien, Schwermetalle und Pflanzenschutzmittel herangezogen werden, die von der LAWA auf Grundlage ihrer Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben (LAWA 1998) für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ festgelegt wurden¹.

5.4 Versauerung

Der Verlust basischer Ionen, der mit der Nitratwaschung zusammenhängt, oder der Eintrag atmosphärischer Säurebildner können zu einer Versauerung des Grundwassers führen. Sie tritt vor allem in schwach gepufferten Quellbereichen silikatischer Einzugsgebiete auf. Die Abnahme des pH-Werts bewirkt zunächst eine Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts. Unterhalb von pH 5,0 kommt es im Grund- und Sickerwasser zu einer Zunahme von Sulfat- und toxisch wirksamen Aluminium-Ionen sowie der Mobilisierung von Schwermetallionen. Die Versauerung sowie auch die Ablagerungen ausgefällter Metallverbindungen führen zur weitgehenden Verödung von Quellbiotopen und quellnahen Gewässerabschnitten und damit zur „signifikanten“ Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme.

6 Empfehlungen zur Bewertung der „signifikanten Schädigung“

Ein schon lange zurückliegender Wechsel des Biotoptyps z.B. der Ersatz eines Birkenbruchs durch einen Erlenbestand, der bereits vor Jahrzehnten aufgrund der Veränderung des Basengehalts erfolgte, ist - entsprechend der Vorgaben - nicht als signifikante Schädigung im Sinne der WRRL zu interpretieren. Dennoch sollte eine Schädigung aber dann als signifikant bewertet werden, wenn etwa eine schon in der Vergangenheit einsetzende Verödung eines Gebiets durch einen noch *aktuell* im Grundwasser nachweisbaren *Schadstoff* hervorgerufen wurde.

¹ s. http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s22.htm, 2002.

Vergleichbare Standards werden derzeit auf EU-Ebene erarbeitet und für Oberflächengewässer künftig rechtsverbindlich festgelegt.

Exakte Grenzen für den Eintritt der „signifikanten Schädigung“ können nicht gezogen werden. Aufgrund der komplexen hydrologischen und hydrochemischen Zusammenhänge und den daraus resultierenden Schwierigkeiten, Grundwasserinhaltsstoffe in Abhängigkeit von ihrer lokalen Wirksamkeit zu messen sowie mangelnder zu verallgemeinernder Daten kann eine vom chemischen Zustand des Grundwassers ausgehende Schädigung von Ökosystemen nur fallspezifisch bewertet werden. Hierzu sind in der Regel aufwändige Messungen und Erhebungen im Gelände unumgänglich, so dass es ratsam ist, diese nur in begründeten Verdachtsfällen vorzunehmen und auf Gebiete zu beschränken, für die eine anthropogene Veränderung des Grundwasserzustands nicht ausgeschlossen werden kann.

Begründete Verdachtsfälle liegen dann vor, wenn

- a) aufgrund bereits vorliegender Beobachtungen eine von Grundwasserinhaltsstoffen ausgehende Schädigung eines grundwasserabhängigen Ökosystems vermutet wird oder
- b) im Rahmen der erstmaligen bzw. weitergehenden Beschreibung (gem. Anhang II, WRRL) oder der Überwachung des chemischen Grundwasserzustands (gem. Anhang V, WRRL) im Einzugsgebiet grundwasserabhängiger Ökosysteme trendartige stoffliche Veränderungen oder Belastungen des Grundwassers gem. 3.2, die die natürlichen Hintergrundwerte des jeweiligen Stoffes überschreiten, festgestellt werden².

Es wird empfohlen, stoffliche Veränderungen oder Belastungen vor allem dann als potenziell ökosystemrelevant zu konstatieren, wenn

- ein Wechsel von weichem ($\leq 5^\circ\text{dGH}^3$) zu härterem Wasser oder umgekehrt erfolgt,
- die Chloridkonzentration sich gegenüber vormals niedrigeren Werten auf mehr als 400 mg/l erhöht,
- im Grundwassereinzugsgebiet nährstoffarmer Ökosysteme (gem. Tab. 1) der Nitratgehalt 20 mg/l (NO_3^-) oder der Phosphatgehalt 0,3 mg/l (PO_4^{3-}) übersteigt,
- der Schadstoffgehalt die nationalen bzw. die künftigen EU-Standards hinsichtlich des Schutzguts „Aquatische Lebensgemeinschaften“ übersteigt
- oder der pH-Wert von vormals höheren Werten unter 5,0 fällt oder umgekehrt.

² In Verdachtsfällen ist ggf. die Anlage zusätzlicher Grundwasserstellen im Zustrombereich der Gebiete erforderlich.

³ $5^\circ\text{dGH} = 0,9 \text{ mmol/l Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$, berechnet als Ca

Das Einhalten der genannten Richtwerte schließt eine signifikante Schädigung nicht von vorneherein aus. Ein Überschreiten macht dagegen eine vom Grundwasser ausgehende Schädigung wahrscheinlich. Dennoch resultiert aus den genannten Veränderungen oder Belastungen im Grundwassereinzugsgebiet nicht zwangsläufig die Schädigung eines Ökosystems, weil die festgestellten Inhaltsstoffe die jeweilige Biozönose möglicherweise nicht beeinflussen, Abbau- und Verdünnungsprozessen unterliegen oder das wurzelnahe Grundwasser gar nicht erreichen. Daher sind die Ökosysteme bei begründetem Verdacht zunächst von erfahrenen Fachkräften hinsichtlich auffälliger Schäden (verminderte Vitalität von Organismen, Artendefizite) bei potenzieller Änderung des Grundwassertyps (Versalzung, Schadstoffzustrom und Versauerung) sowie hinsichtlich Eutrophierungszeigern bei Nährstoffzustrom in oligotrophe Gebiete zu inspizieren. Danach ist zu entscheiden, ob weitere Untersuchungen etwa im Rahmen eines Monitoring-Programms erforderlich sind. Dabei ist fallspezifisch unter Berücksichtigung der Aufwand-Nutzen-Relation zu erwägen, ob ein Biomonitoring hinsichtlich auftretender Artendefizite und Artenverschiebungen, die letztlich die Änderung des Biotoptyps bewirken können und dann die signifikante Schädigung indizieren oder detailliertere hydrologische Untersuchungen, vor allem Analysen des wurzelnahen Grundwassers vorzunehmen sind. Dabei sind die jeweiligen natürlichen Schwankungsbreiten geogener und biogener Grundwasserinhaltsstoffe sowie ein möglicher - in vielen Fällen wahrscheinlicher - Stoffeintrag über Oberflächenwasser oder die Atmosphäre unbedingt zu berücksichtigen.

7 Zitierte Literatur

- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 4. Aufl., Stuttgart.
- ELLENBERG, H. jun. (1983): Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. Versuch einer ökologischen Betrachtung.- Forstarchiv 54, 127-133, Hannover.
- ERFTVERBAND (2002): Erarbeitung und Bereitstellung der Grundlagen und erforderlicher praxisnaher Methoden zur Typisierung und Lokalisation grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme. - Bericht zu Teil 1 des LAWA-Projekts G 1.01: Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich von Grundwasser ausgehender Schädigungen, Bergheim.
- ERFTVERBAND (2003): Analyse der vom Grundwasser ausgehenden signifikanten Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme (quantitative Aspekte) - Bericht zu Teil 2 des LAWA-Projekts G 1.01: Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich von Grundwasser ausgehender Schädigungen, Bergheim.
- KALBITZ, K., RUPP, H. & MEISSNER (2002): R.: N-, P- and DOC-dynamics in soil and groundwater after restoration of intensively cultivated fens. – in: Broll, G., Merbach, W. & Pfeiffer, E.-M. (Hrsg.): Wetlands in Central Europa, 99-116, Berlin.
- KUNZE, C (1991): Ökologisches Gutachten über die Auswirkungen von Versickerungswasser auf Feuchtgebiete im Flussgebiet der Schwalm. – Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig-Universität Giessen.
- LAWA, LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. – Berlin.
- LUA, LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1997): Gewässergütebericht `96. Essen.
- MITSCH, W.J. & GOSSELINK, J. G. (1993): Wetlands. 2. Aufl., New York.
- MULL & PARTNER (1990): Hydrologisch-hydrochemisches Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flussgebiet der Schwalm – Hydraulisch-hydrologischer Teil. – Gutachten im Auftrag der Rheinbraun AG, Köln.
- SCHLEUß, U., TREPPEL, M., WETZEL, H., SCHIMMING, C.-G. & KLUGE, W. (2002): Interaction between hydrology, pedology and vegetation at three minerotrophic peatland ecosystems. – in: Broll, G., Merbach, W. & Pfeiffer, E.-M. (Hrsg.): Wetlands in Central Europa, 117-132, Berlin.
- SCHULZ, H.D. (1990): Hydrologisch-hydrochemisches Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flussgebiet der Schwalm – Geochemischer Teil. - Gutachten im Auftrag der Rheinbraun AG, Köln.

- SHELOCK, R.J., WILCOX, D.A., THOMPSON, T.A., COHEN, D.A. (1993): Interaction between ground water and wetlands, southern shore of Lake Michigan, USA. – Journal of Hydrology, 141, 127-155, Amsterdam.
- SCHOTT, P.P. & WASSEN, M.J. (1993): Calcium concentrations in wetland groundwater in relation to water sources and soil conditions in the recharge area. - Journal of Hydrology,, 141, 197-217, Amsterdam.
- SUKOPP, H., TRAUTMANN, D. & KORNECK, D. (1978): Auswertung der Roten Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in der Bundesrepublik Deutschland für den Arten- und Biotopschutz. – Schr.-R. f. Vegetationskunde 12. Bonn – Bad Godesberg.