

- KAHLE, P. & B. LENNARTZ (2005): Untersuchungen zum Stoffaustausch aus landwirtschaftlich genutzten Dränflächen in Nordostdeutschland. – In: Wasserwirtschaft, H. 9, S. 23-27
- KLAUDER, W. & M. TREPPEL (2005): Typisierung der Anströmverhältnisse in Niederungen und deren Bedeutung für den Stoffrückhalt. – In: Wasserwirtschaft, H. 12, S. 32-36
- KUNDEL, R. & F. WENDLAND (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe. – Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt / Environment, Band 12
- LUA (2000): SCHENK, R., W. LAHMER, R. DANNOWSKI, J. STEIDL, B. PFÜTZNER – Flächendeckende Modellierung von Wasserhaushaltsgrößen für das Land Brandenburg. – Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg, Band 27, Potsdam
- MEHL, D., A. STEINHÄUSER & A. MARQUARDT (2003): Entwicklung von Karten der Mittelwasserdurchflüsse sowie der mittleren Niedrigwasserdurchflüsse in den Flussgebieten Mecklenburg-Vorpommern. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Bützow (unveröff.)
- MEHL, D., A. STEINHÄUSER & S. KLITZSCH (2004): Die Trends der mittleren Niederschlags- und Abflussverhältnisse in den Flussgebieten Mecklenburg-Vorpommerns. – In: Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, H. 4
- NEUMANN, J. & P. WYCISK (2003): Mittlere jährliche Grundwasserneubildung. Tafel 5.5. – In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg. 2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland, Lfg. 3., Freiburg i. Br.
- SCHWARZE, R., U. GRÜNEWALD, A. BECKER & W. FRÖHLICH (1989): Computer-aided analysis of flow recessions and coupled basin water balance investigations. – In: IAHS Public. No. 187, Wallingford UK
- SCHWARZE, R., A. HERRMANN, A. MÜNCH, U. GRÜNEWALD & M. SCHÖNINGER (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflusskomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. – In: Acta Hydrophys. Berlin 35/2, S. 143-184
- WITTENBERG, H. (1994): Nonlinear Analysis of Flow Recession Curves. – In: IAHS Public. No. 221, S. 61-67
- WITTENBERG, H. (1997): Der nichtlineare Speicher als Alternative zur Beschreibung von Basisabfluss, Grundwasserspeicherung und Trockenwetterabflussganglinie. – In: Wasserwirtschaft 87, H. 12, S. 570-574

Die wasserabhängigen Landökosysteme. Gibt es gemeinsame Strategien von Wasserwirtschaft und Naturschutz zu deren Schutz und Erhalt?

“Water-dependent terrestrial ecosystems”. Can common strategies exist in water-resources management and nature conservation for their protection and preservation?

von Werner K o n o l d

Zwischen der Wasserwirtschaft und dem Naturschutz werden bis auf den heutigen Tag zum Teil harte Konflikte ausgetragen, die oft genug zu einer Sprachlosigkeit oder aber einem gezielten Nichtverstehenwollen geführt haben. Dabei gibt es viele und eigentlich ganz offenkundige Synergien. Diese sollen mit einem Blick auf verschiedene Zeitschichten am Beispiel der „wasserabhängigen Landökosysteme“, wie ein breites Spektrum von Feuchtgebieten von der Wasserrahmenrichtlinie etwas sperrig bezeichnet wird, aufgezeigt werden.

There are ongoing conflicts between water-resources management and nature conservation. These conflicts have often resulted in either speechlessness or a targeted unwillingness to understand the issues. There are, however, many possible and quite obvious synergies between the two. This will be demonstrated in the following paper on the basis of the ‘water-dependent habitats’, as the Water Framework Directive has somewhat ambiguously termed a wide spectrum of wetlands.

1 Was sind „wasserabhängige Landökosysteme“?

Aus der Wasserrahmenrichtlinie lässt sich – wenn auch nicht in unmissverständlichen Worten – der Schutz „wasserabhängiger Landökosysteme“ und die Unvereinbarkeit mit Schädigungen dieser Ökosysteme herauslesen, seien diese Systeme nun an Grundwasser oder Oberflächenwasser gebunden. Doch sind im Grunde ja alle Lebensgemeinschaften mehr oder weniger abhängig vom Wasserhaushalt. Um hier dennoch präziser zu sein, könnte man mit einem „wasserabhängigen Landökosystem“ einen Ökotyp bezeichnen, dessen Lebensgemeinschaft an eine hohe Feuchtestufe gebunden ist – zumindest in der überwiegenden Zeit des Jahres. – Der Begriff „Ökosystem“ in der deutschen Übersetzung der WRRL ist unglücklich gewählt, weil „Ökosystem“ lediglich funktionale Beziehungen beschreibt, nicht jedoch eine Lebensgemeinschaft an einem Ort mit bestimmten Eigenschaften, wie dies das englische Wort „ecosystem“ tut.

Mit „wasserabhängigen Landökosystemen“ sind Ökotope mit an eine hohe Feuchtestufe gebundenen Lebensgemeinschaften gemeint; dies landschaftlich ausdifferenziert nach Geologie, Höhenlage, Relief und Klima sowie nach der Nutzung und deren Intensität.

Die Unterscheidung nach der Bindung an Oberflächenwasser- oder Grundwasserkörper scheint auf den ersten Blick sinnvoll zu sein, weil diese Wasserkörper vom Grundsatz her unterschiedliche Eigenschaften besitzen. Doch lässt sich vielfach in der Realität keine Trennung vornehmen. Man denke an die Austauschprozesse zwischen Seen und Fließgewässern einerseits und dem Grundwasser andererseits, wobei die Richtung des Austauschs durchaus wechseln kann (Abb. 1). Man denke an Durchströmungsmoore (SUCCOW 1988) oder an Klufgrundwässer im Karst, die nur kurze Verweilzeiten haben können; man denke an Zwischenabflüsse, die in Form von Sickerquellen zu Tage treten; man denke an kaltstenotheime Auenbäche oder Qualmwassertümpel (Abb. 2).

Einige Pflanzen- und auch Tierlebensgemeinschaften zeigen sehr gut die Gebundenheit an Grundwasser an, etwa das Schneidenröhrchen (LUTZ 1938, KONOLD 1987: 293), Bestände des Gefärbten Laichkrauts (*Potamogeton coloratus*; KOHLER et al. 1987) oder Quellfluren mit Löffelkraut (*Cochlearia pyrenaica*). Viele andere Phytozönosen lassen sich nicht oder nicht eindeutig zuordnen (dazu LENKENHOFF & ROSE 2002).

Woran soll man sich eigentlich halten, wenn man eine Gliederung dieser „wasserabhängigen Landökosysteme“ sucht,

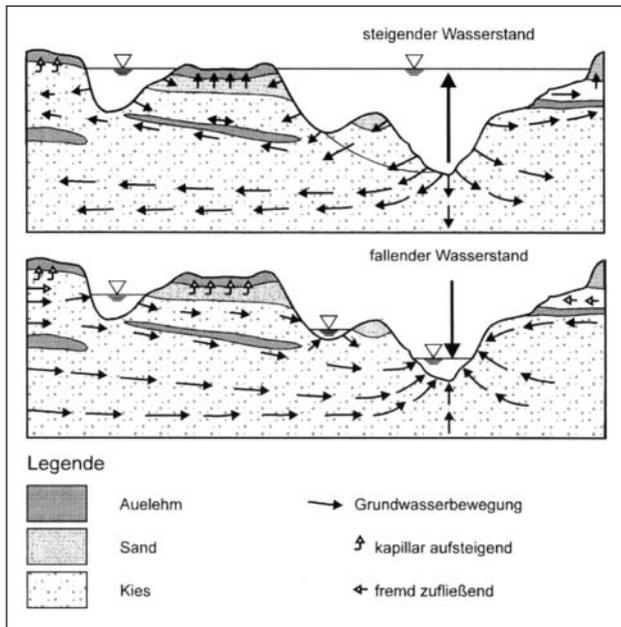


Abbildung 1
Grundwasserströmung in einer Aue bei Hochwasser- und bei Mittelwasserabfluss (Quelle: Dvwk 1998)

Groundwater currents in a river floodplain at high and middle water discharge (source: Dvwk 1998)

etwa um Geländeerhebungen zu machen? Vorgeschlagen wird in der Literatur, z.B. von LENKENHOFF & ROSE (2002), ganz pragmatisch die Biotoptypenliste des Bundesamtes für Naturschutz (RIECKEN et al. 2003). Man kann dieses tun, wenn man die Inkonsistenz der Liste akzeptieren will:

- Hier werden Gewässertypen als Erscheinungsformen der Natur genannt („Höhlenbach“);
 - dort pauschale Gewässerformen mit Trophiestatus („eutrophes stehendes Gewässer“);
 - dort Vegetationsformen („Schilfröhricht“);
 - hier Nutzungsformen (verschiedene Grünländer, „Niederwald“, „Fichtenforst“);
 - dort Bezeichnungen von Sukzessionsstadien („Vorwald“).
- Konsistent wäre es, auf zwei Ebenen zu klassifizieren. Die erste Ebene ist hierbei die Nennung des wassergebundenen Ökotoptypen unter Angaben von Aspekten seiner Genese, auch einer anthropogenen Genese, und erforderlichenfalls des Trophie- und Wasserhaushaltsstatus: zum Beispiel Quellbach, Strandsee, Torfstich, oligotropher Baggersee, eutrophes Niedermoor. Die zweite Ebene bezeichnet die Pflanzen- oder Tierlebensgemeinschaft: Armlaucheralgen-Bestand, Flechtbinsenröhricht, Pfeifengraswiese, Weidengebüsch oder eine Fischzönose. Die erste Ebene umfasst natürliche und vom Menschen geschaffene Formen, also auch stark veränderte und künstliche. Dies mag zunächst befremden. Doch finden wir – auf die zweite Ebene gehend – in diesen und in jenen Formen wassergebundene Pflanzengemeinschaften, die auf

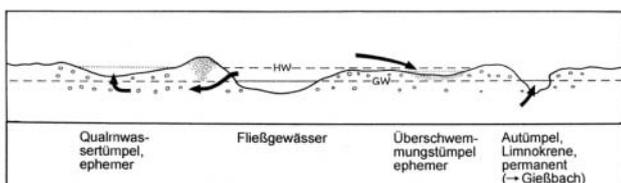


Abbildung 2
Von Überschwemmungs-, Grund- und Qualmwasser gespeiste Feuchtlebensräume in einer Aue (Quelle: KAPFER & KONOLD 2002)

Wetland habitats in a river floodplain fed by floodwater, groundwater, and return seepage (source: KAPFER & KONOLD 2002)

der Roten Liste der Biotoptypen stehen (RIECKEN et al. 2003). Der Ökotoptyp-Gradient von weitgehend natürlich oder naturnah über erheblich verändert bis künstlich ist nicht a priori wertend. Der Wert ergibt sich aus der Beurteilung der Biozönose. Menschlicher Einfluss bzw. ein hoher Hemerobiegrad (= Grad des menschlichen Kultureinflusses) ist nicht von vornherein negativ zu sehen. Beispielhaft dafür mag, oben bereits erwähnt, ein Schneidenröhricht stehen, angesiedelt in einem Maschinentorfstich im Alpenvorland, eine Phytozönose, die ausbreitungsträge und auf eine gute Kalk- und Sauerstoffversorgung angewiesen ist und daher eigentlich einen Fremdkörper in einem Moor darstellt. Doch wurde offensichtlich bei der Ausbeute des Moores mit einem Eimerkettenbagger ein Substrat freigelegt oder abgelagert, das der Schneide eine gute Ansiedlungsmöglichkeit bot. Das Schneiden-Röhricht steht auf der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (RIECKEN et al. 2003).

Auf der Ökotopebene kann man auch sehr gut die Potenziale für die an eine hohe Feuchtestufe gebundenen und grundwasserabhängigen „Landökosysteme“ ermitteln, und zwar mit Hilfe verschiedener Kartenwerke, die in den Ländern in unterschiedlichem Flächendeckungsgrad, teils aber auch flächendeckend vorliegen (dazu auch LENKENHOFF & ROSE 2002):

- Karten der Tal- und Gewässermorphologie (z.B. BRIEM 2001)
- Hydrologische und hydrogeologische Karten
- Karten der Überschwemmungsgebiete (zum Beispiel im Atlas Wasser- und Abfallwirtschaft Baden-Württemberg (1987) oder Hochwassergefahrenkarten; UM, IM & WM Bad.-Württ. 2005)

- Bodenkarten (Böden mit hydromorphen Merkmalen)
- Land- und forstwirtschaftliche Standortskarten
- Agrarökologische Karten (z.B. WELLER (1990) für Baden-Württemberg)

Am oben genannten Beispiel des Schneidenröhrichts in einem Torfstich lässt sich ein gravierendes Manko der WRRL aufzeigen. Die Richtlinie lässt es nämlich nicht zu, Prozesse – auch Eingriffe –, die zu einem bestimmten, letztlich guten Zustand geführt haben, in die Bewertung des Status quo einzubeziehen. Sie ist ahistorisch und unterbindet damit auch Entwicklungen, die nachweisbar zu naturschutzfachlich interessanten Lebensräumen und Lebensgemeinschaften geführt haben; unterbindet deshalb, weil solche vom Menschen auch zu einem Nutzungszweck vorgenommenen Eingriffe zunächst als Schädigung gewertet werden können. – Dies soll nicht weiter vertieft werden, weil wir hier auf ein ganz bestimmtes Naturbild und auf ein eng verstandenes Natürlichkeitsparadigma und auch einen Schadensbegriff stoßen, über die man tiefer gehend diskutieren müsste (dazu z.B. KONOLD 2004, 2006a und 2006b).

2 Historische Eingriffe in den Wasserhaushalt und Naturschutz-Qualitäten

Dass Eingriffe in den Landschaftswasserhaushalt und naturschutzfachliche Qualitäten sich häufig nicht ausschließen, zeigt ein Blick in die Geschichte unserer Kulturlandschaften. Besonders interessant ist dabei die Tatsache, dass wir uns damit schwer tun, die Ergebnisse dieser Eingriffe in die Terminologie der WRRL – von menschlichen Einflüssen unbeeinträchtigt/ damit naturnah, erheblich verändert und künstlich – einzuordnen. Auch ein „guter ökologischer Zustand“ lässt sich nicht ohne Weiteres hoch mit dem einen oder anderen Begriff korrelieren.

Es sollen im Folgenden stichwortartig ein paar solcher Eingriffe angesprochen werden, die zu teilweise erheblichen Naturschutzeffekten bei den von uns betrachteten Lebensräumen geführt haben, und zwar zu Effekten, die in keinem Fall angestrebt waren, sondern Neben- oder „Abfall“produkte sind.

Uralt sind die *Mühlenstau*e an Fließgewässern und Seeausläufen, die zu Wasserspiegelanhebungen, Vernässung und Versumpfung, möglicherweise sogar zu Vermoorung und bei Hochwässern zu Sedimentablagerungen und einer Sortierung der Auenminerale, zu einem spezifischen Auenmikrorelief, in jedem Fall zur Entstehung wassergebundener Lebensgemeinschaften geführt haben, und zwar nicht immer zur Freude der Bewohner dieser Gegenden (z.B. VOLLRATH 1968, KUROWSKI 1993, GUDERMANN 2000, HURCK & SCHUMACHER 2003).

Ebenfalls alt, teils auf das Hochmittelalter zurückgehend, sind *Bewässerungsanlagen*, deren Betrieb zu Mikroreliefbildung und einem spezifischen Vegetationsmosaik, bei Vernachlässigung zu Vernässung und wohl auch Vermoorung geführt haben. Die im Mittelalter gebauten *Teiche und Weiher* veränderten in Gebieten mit einer hohen Gewässerdichte den Wasserhaushalt ganzer Landschaften, insbesondere auch den Grundwasserhaushalt. Es wird berichtet, dass nach dem endgültigen Ablassen mancher Weiher gegen Ende des 18., Anfang des 19. Jahrhunderts Quellen aufhörten zu schütten (KONOLD 1987).

Ein einigermaßen spektakuläres Beispiel für die anthropogene Entstehung eines „wasserabhängigen Landökosystems“ sind die *Haidgauer Quellseen* am südlichen Rand des Wurzacher Riedes im württembergischen Alpenvorland (dazu ausführlich KONOLD 1987: 353 ff): An der Stelle der heute scheinbar der ursprünglichsten Natur zugehörigen Quellseen (Abb. 3) befanden sich zu Beginn des 17. Jahrhunderts eine Mühle mit Mühlweihern, die auch der Fischereiwirtschaft dienten (Vorhandensein eines „Fischerhäusles“) und deshalb nicht von kaltem und nährstoffarmem Grundwasser gespeist worden sein konnten. Gegen Ende des 17. Jahrhunderts wird an die Stelle der Mühle eine Hammerschmiede gebaut, die nach Streitigkeiten wegen des höheren Triebwasserbedarfs bald wieder abgebrochen wurde. Um 1820, zur Zeit der ersten systematischen Landvermessung, ist auf den Flurkarten kein Weiher mehr, sondern eine große, seichte Wasserfläche eingetragen – keine Spur von Quellseen; dies gilt auch noch für die Mitte der 1860er Jahre. Danach wurde – als Überbleibsel umfangreichster Pläne zur Entwässerung und zum Abtorfen des Moores – die Sohle der Wurzacher Ach unterhalb des Moores tiefer gelegt, um Gefälle und damit einen stärkeren Wasserabzug aus dem Moor zu erhalten. Dies muss zur Folge gehabt haben, dass im ganzen Gebiet der Grundwasserspiegel abgesenkt wurde und der mächtige Grundwasserstrom, der von Süden auf das Ried zuströmt, länger unter Flur blieb. Da auf Grund der Sortierung des Sandermaterials der Aquifer fei-



Abbildung 3
Die Haidgauer Quellseen am Rande des Wurzacher Rieds (Foto: Lothar Zier)
 The Haidgauer spring lakes on the edge of the Wurzacher Ried (photo: Lothar Zier)

ner und der Fließquerschnitt enger wird, verstärkte sich der Strömungsdruck des Grundwassers erheblich. Dies hatte zur Folge, dass im Gebiet der ehemaligen Mühl- und Fischweiher das Grundwasser aufbrach und auf diese Weise die Quellseen entstanden. Der Druck war so stark, dass bis zu zwei Meter mächtige Torfschichten durchbrochen und wegtransportiert wurden. Ein Nachbrechen der steilen Wände ließ die Quelltöpfe immer größer werden.

Fast schon häufige Erscheinungen in den Listen der Naturschutzgebiete sind *ehemalige Abbauflächen* von Ton, Sand, Kies, Mergel, Schotter und Werksteinen, in denen sich zum Teil spektakuläre Feuchtgebiete entwickelt haben: Grundwasserseen, von Oberflächenwasser gespeiste Stillgewässer, ephemere Tümpel, Kalkflachmoore, Röhrichte und vieles andere, oft in direkter Nachbarschaft zu Trockenlebensräumen (Abb. 4).



Abbildung 4
Aufgelassener Muschelkalk-Steinbruch mit oligotrophem Grundwassersee; Vorkommen zahlreicher seltener und gefährdeter Arten und Lebensgemeinschaften; als Naturschutzgebiet ausgewiesen (Foto: W. Konold)
 Abandoned shell-limestone quarry with an oligotrophic groundwater lake; habitat of numerous rare and endangered species and communities; designated as a nature reserve (photo: W. Konold)



Abbildung 5

Infolge militärischer Aktivitäten entstandenes Gewässer auf dem Schießplatz des ehemaligen Truppenübungsplatzes Dauban in der Oberlausitz (Foto: W. Konold)

A water body resulting from military activities on a former firing range of the Dauban military training ground in the Oberlausitz (photo: W. Konold)

Geht man auf dem Gradienten zunehmend stärkeren menschlichen Einflusses weiter, so landen wir irgendwann auch bei den aktuell oder ehemals genutzten Truppenübungsplätzen, die von sehr starker Dynamik geprägt bzw. auf brutale Art und Weise gestaltet wurden. Vielfach blieb kaum ein Stein auf dem anderen und es bildete sich ein völlig neues Relief mit Gräben, Senken, Tümpeln und größeren, dauerhaft wasserführenden stehenden Gewässern heraus. So auch auf dem Schießplatz des ehemaligen Truppenübungsplatzes Dauban in der Oberlausitz (BURKART et al. 2003, 2006), der als Hot Spot der Biodiversität in Sachsen gilt und wichtiger Baustein der FFH-Kulisse ist (Abb. 5).

Die Liste ließe sich noch sehr lange fortsetzen. – Alle diese Eingriffe ziehen naturschutzrelevante Effekte nach sich, die sich meist erst nach einer gewissen Zeit, auch erst nach Aufgabe der Nutzung einstellen. Diese zeitliche Kluft zwischen Eingriff und Wertbildung ist ein Dilemma des Naturschutzes, obwohl man diese Kluft eigentlich mit einem Blick in die Geschichte überbrücken könnte. Das Dilemma wird durch die WRRRL verschärft, weil ein Blick in die Geschichte verwehrt wird, zumindest ohne Konsequenzen für die Praxis bleibt.

3 Wasserwirtschaftliche Eingriffe und Naturschutz: Effekte, zunehmend auch Strategie

Zu den oben genannten Beispielen könnte man sagen, die seien überwiegend schon alt und teils auch gar keine gezielten wasserwirtschaftlichen Aktivitäten gewesen. Wir müssen uns also noch etwas genauer mit solchen Eingriffen

beschäftigen, die ausschließlich wasserwirtschaftlichen Zwecken dienen und dienen, und fragen, inwieweit und warum Wasserwirtschaft und Naturschutz zusammenkommen. Das Dilemma des Naturschutzes ist auch das Dilemma der Wasserwirtschaft, nämlich dass am Anfang Eingriff, Zerstörung und Bauwerke stehen und sich die Lebensraumqualitäten erst allmählich entwickeln und damit der Eingriff ein Stück weit kompensiert wird. Auch bleibt die Zielgerichtetheit dieser Entwicklungen unter Umständen lange undeutlich. Qualitätsziele, die Eingriffe und die nachfolgenden Prozesse in eine bestimmte Richtung bringen könnten, spielen bis in die jüngere Vergangenheit keine Rolle.

Es soll nun versucht werden, aus wasserwirtschaftlicher Sicht Verbindungen zum Naturschutz herzustellen, dies an Hand von Fallbeispielen und keinesfalls verallgemeinerbar. Auch sollen die Faktoren benannt werden, die zu einer naturschutzfachlichen Wertigkeit führen oder geführt haben, die also auch bei kommenden wasserwirtschaftlichen Aktivitäten berücksichtigt werden sollen. Damit wären auch Qualitätsziele gegeben und das Handeln könnte den Charakter einer „gemeinsamen Strategie“ annehmen. Doch werden wir sehen, dass der Zufall und das Imperfekte bei diesen Qualitäten eine nicht unerhebliche Rolle spielen.

Auf ein paar der in der Tabelle genannten, überwiegend in Folge wasserwirtschaftlicher Eingriffe entstandener Erscheinungsformen soll nun eingegangen werden. Um keine Missverständnisse aufkommen zu lassen: Es soll nicht dem wasserwirtschaftlichen Eingriff das Wort geredet werden, sondern es sollen Potenziale für naturschutzfachliche Qualitäten aufgezeigt werden, wenn die Eingriffe nicht zu vermeiden sind. Es gibt gar keinen Zweifel daran, dass ein Damm eine Barriere und ein Entwässerungsgraben ein Eingriff in den Wasserhaushalt bleibt.

Beispiel Ausleitung: Streichwehr

Bei Hochwasser wird Geschiebe über das Wehr transportiert und im technisch bedingt breiten Unterwasser abgelagert, so dass auenähnliche, dynamische Strukturen mit Kiesbänken, Totholz, Annuellenfluren, Nitrophytenfluren und Weidengebüschen entstehen (Abb. 6).

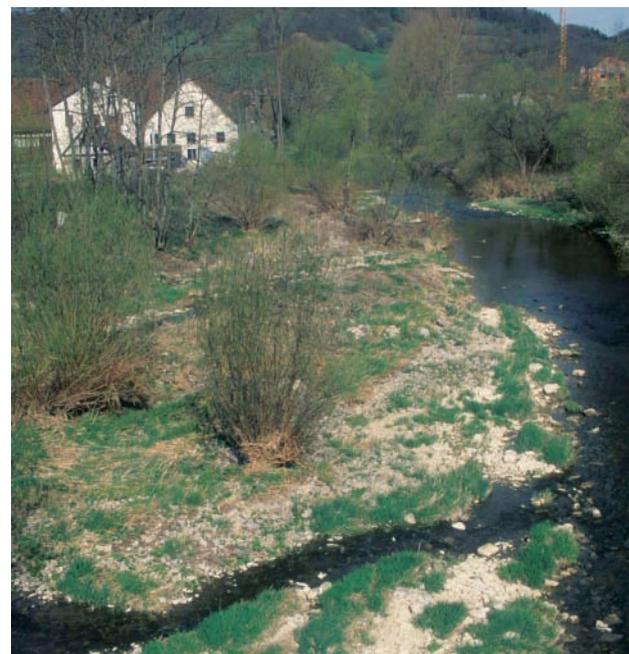


Abbildung 6

Die Jagst im nördlichen Baden-Württemberg unterhalb eines Streichwehrs (Foto: W. Konold)

The River Jagst in northern Baden-Wuerttemberg, downstream of a side weir (photo: W. Konold)

Tabelle

Wasserwirtschaftliche Funktionen in der Landschaft und damit zusammenhängende Erscheinungsformen

Water-management actions in the landscape and the associated landscape elements

Wasserwirtschaftliche Funktionen	Erscheinungsformen, Ökotope (Auswahl)
Ausleitung	Wehr, Streichwehr
Stauhaltung	Stausee, Talsperre
Beileitung	Kanal, Hangkanal
Triebwasserspeicherung, Fischzucht	Teich, Weiher
Entwässerung	Gräben
Bewässerung	Gräben, Abfluss reguliert
Abfluspufferung, außerhalb der Auen	Moore
Regenwasserbewirtschaftung	Gräben, Mulden, Rigole, Teiche
Grundwasseranreicherung	Gräben, Rigole, Teiche, Schlitzte
Stützung, Aufhöhung des Grundwasserspiegels	Umgestaltete Flüsse und Auen
Hochwasserschutz (aktiv)	Hochwasserrückhaltebecken, Flutmulde, Entlastungskanal
Hochwasserschutz (passiv), Stoffsenke	Auen-Komplexe, evtl. verbunden mit Sohlenanhebung, Gerinneaufweitung, Deichrückverlegung

Schlüsselfaktoren, die dies ermöglichen: breites Gewässerbett und damit hohe Abflusskapazität, extensive Unterhaltung

Beispiel Beileitung: Hangkanal, hier das Heidenwuh im Hotzenwald (Abb. 7; KONOLD et al. 1994, SCHWINEKÖPER 1997)

Dies ist ein im Spätmittelalter für gewerbliche Zwecke und die Bewässerung gebauter, heute ausschließlich für die Stromerzeugung genutzter, neunzehn Kilometer langer Kanal, der über weite Strecken in Mauern (vielfach Trockenmauern) und



Abbildung 7
Das Heidenwuh im Hotzenwald nördlich Bad Säckingen (Foto: W. Konold)
 The Heidenwuh Canal in Hotzenwald north of Bad Säckingen (photo: W. Konold)

talseitig in Dämme gefasst ist und über die Jahrhunderte intensiv unterhalten werden musste. Die Naturschutzwerte ergeben sich durch Trockenmauern, talseitig magere Grünlandstreifen, ausgedehnte Haselhecken (die zum Uferschutz gezielt gepflanzt wurden), Pseudoquellfluren und das Vorkommen des extrem seltenen Laufkäfers *Bembidion latinum*

(Grünbindiger Ahlenkäfer) im Spritzwasserbereich eines Überlauf-Wasserfalls, der nur zeitweilig in Betrieb ist.

Schlüsselfaktoren: technischer Betrieb (Überlauf über Wasserfall), Bauform („Baustil“), Baumaterialien, Alter, nur bedarfsweise punktuelle Unterhaltung, gleich bleibende Unterhaltung („Konstanz“) – z.B. bezogen auf die Ablagerung des Ausbaus –, Zulassen des Unvollkommenen in einem gewissen Rahmen (punktuelle Wasserdurchlässigkeit des talseitigen Dammes).

Beispiel Triebwasserspeicherung, Fischzucht (plus geringfügige Effekte zur Pufferung von Hochwasserabflüssen): *Teich, Weiher*

Über die Genese und den Naturschutzwert gibt es umfangreiche Literatur (zum Beispiel WIEGLEB (1977) für den Harz, GARNIEL (1993) für Schleswig-Holstein, KONOLD (1987) für das württembergische Alpenvorland, HARTSTOCK (2000) für die Oberlausitz); viele Teiche und Teichgruppen sind Naturschutzgebiete und teils auch essentielle Bestandteile von Großschutzgebieten, zum Beispiel des Biosphärenreservats Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft (HEYNE 2000). In den Teichen und deren Verhandlungszonen finden sich viele „Biototypen“, die auch in der Biototypenliste des Bundesamtes für Naturschutz genannt werden und als „wasserabhängige Landökosysteme“ angesprochen werden können (LENKENHOFF & ROSE 2002): Phytozönosen der Teichböden, submerse und emerse Wasserpflanzengemeinschaften, Röhrichte und Riede bis hin zu sekundären Erlenbruchwäldern, dazu zahlreiche Tierartengruppen.

Schlüsselfaktoren: Wasserspeisung und Durchfluss, Alter, Raum-Zeit-Dynamik hinsichtlich der Nutzungsintensität und der Unterhaltung (zum Beispiel Winterung und Sommerung), Biomasseentzug¹, differenzierte Nutzung nach Wasserhaushaltstypen.

Wie bedeutsam die mit der Teichwirtschaft verbundenen wasserwirtschaftlichen Einflüsse auf den Landschaftswasserhaushalt und gleichzeitig die Potenziale für den Naturschutz sind, zeigt Abbildung 8 mit einer Übersicht über die Verteilung der Teiche in Deutschland.

Beispiel Be- und Entwässerung: Gräben

Auch hier kann der Naturschutz-Wert erheblich sein (KONOLD & SCHREINER 1996, HANDKE 1999, KONOLD 1997 und 2000). Darüber entscheiden primär die Wasserführung und die Herkunft des Wassers, also ob es sich um Grund-, Oberflächen- oder Drainage-Wasser handelt. Bedeutsam sind die aquatische und die emerse Flora, Helophyten, magere Streifen und hochwüchsige Staudenfluren; zum Teil gibt es in Gräben eine artenreiche Fauna. In oft sehr

¹ Heute oftmals nicht mehr gegeben wegen zu langer Bespannung. In der Folge treten enorme Schlammakkumulationen auf (z.B. SEIFFERT et al. 1994)

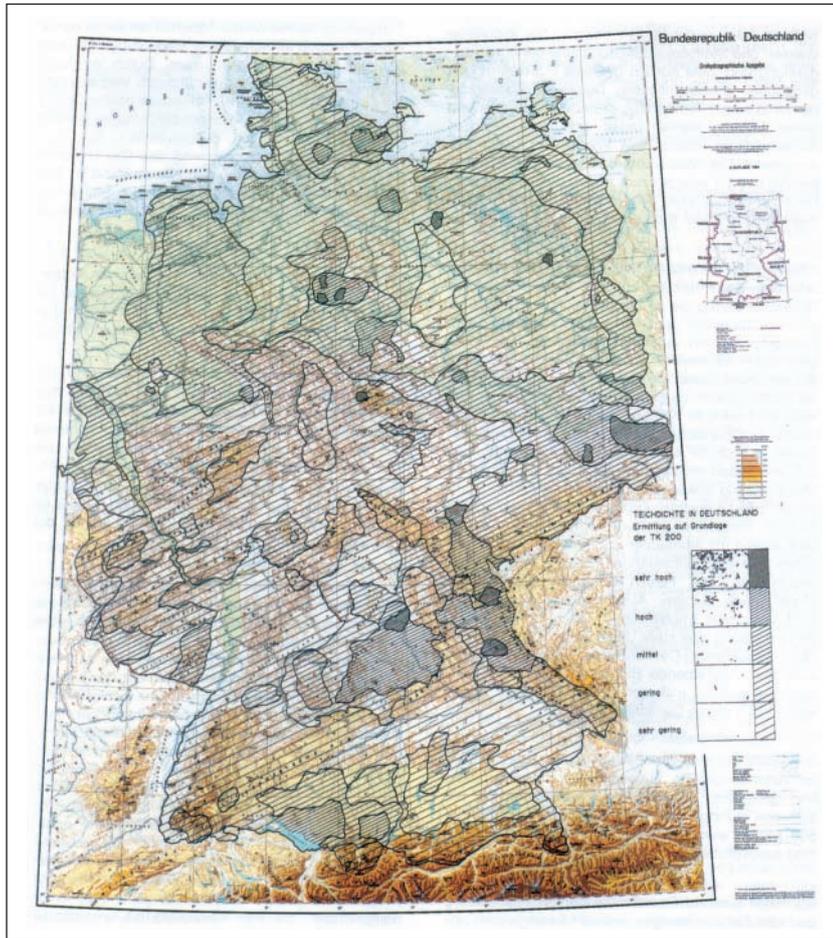


Abbildung 8
Dichte der Teiche in Deutschland (Quelle: DvWK 1998)
 The density of shallow ponds in Germany (source: DvWK 1998)

kleinräumiger Abfolge stoßen limnische, nasse, sickerfeuchte, wechselfeuchte, wechsellrockene und trockene, nährstoffreiche und nährstoffarme Kleinlebensräume aneinander (Abb. 9).
 Schlüsselfaktoren: Art und Intensität der angrenzenden Nutzung, Häufigkeit, Art und räumliche und zeitliche Verteilung der Pflege und Unterhaltung, Ablagerung des Aushubs

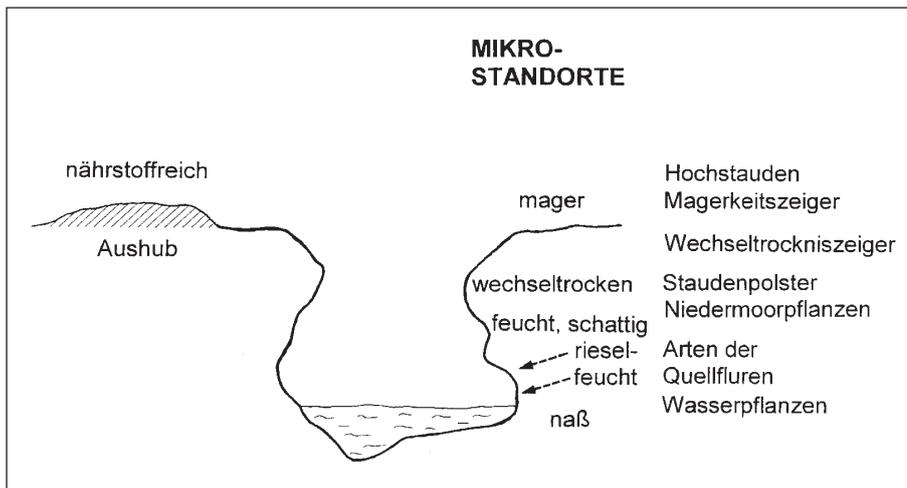


Abbildung 9
Mikrostandorte und Vegetationsverteilung in einem idealisierten Grabenprofil
 Microsites and vegetation distribution in an idealised ditch profile

Beispiel Regenwasserbewirtschaftung: Gräben, Mulden, Rigole, Teiche

Über tatsächliche oder potenzielle Werte für den Naturschutz weiß man noch nichts (ansatzweise MÜHLINGHAUS et al. 2005), wohl auch, weil diesbezügliche Ziele bei der Planung und beim Bau keine Rolle spielen. Der Forschungsbedarf ist hoch. Potenziale liegen bei Schlammboden-Pflanzengemeinschaften, Staudenfluren, Röhrichtern, amphibischen und aquatischen Lebensgemeinschaften.

Mutmaßliche Schlüsselfaktoren: Aufrechterhaltung der Versickerungsfähigkeit, extensive Unterhaltung, behutsame Biomasse- und Schlammmentnahme

Beispiel Hochwasserschutz (aktiv)

(a) **Hochwasserrückhaltebecken ohne Dauerstau:** Hierzu gibt es viele Erkenntnisse, umsetzungsreife Vorschläge und Anschauungsbeispiele bezogen auf Bau und Technik der Dämme und Durchlässe und auf die Kombination von Nutzung und Nichtnutzung der Retentionsräume (LWA NRW 1992, KONOLD et al. 1994, KONOLD 1996c, ATV-DVWK 2001).

(b) **Hochwasserentlastungskanal,** hier der Renchflutkanal (RFK) am Oberrhein (RÖCK 2004 und 2005, BURKART & WALSER 2005)

Der RFK ist Teil der so genannten Acher-Rench-Korrektur, bestehend aus insgesamt 216 Kilometern Fließwasserstrecke, die zwischen 1936 und 1967 aus- und neugebaut wurden mit dem Ziel, die großflächigen und häufigen Überflutungen (drei- bis fünfmal pro Jahr) zu verhindern und die Nutzbarkeit der Flächen zu verbessern. Zum System gehören Flut- und Entlastungskanäle, allesamt ausgeführt im Doppeltrapezprofil und gepflastertem Mittelwasserbett. Der Abflussquerschnitt ist knapp bemessen, was einen hohen Unterhaltungsaufwand nach sich zieht. Beim Renchflutkanal, als Hochsystem gebaut, liegt die Sohle nur 1,5 m unter Gelände, um die Grundwasserabsenkungen gering zu halten (Abb. 10).

Naturschutzwerte: Der Renchflutkanal gehört in die FFH-Kulisse wegen des Vorkommens einer individuenreichen und von der Altersstruktur optimal aufgebauten Population der Muschelart *Unio crassus*, eine der größten und vitalsten Populationen in Baden-Württemberg; der Beleg, dass auch die Wirtsfische vorhanden sind. An weiteren FFH-Arten kommen Bitterling und Bachneunauge vor. Schlüsselfaktoren: gute Wasserqualität und eine seit Jahren differenzierte Unterhaltung mit halb-, wechselseitiger und abschnittsweiser Räumung. Auf diese Weise bildeten sich ausgesprochen vielfältige Substratverhältnisse, die sich erst bei großmaßstäbiger Erhebung erkennen und beurteilen lassen (Abb. 11), nicht jedoch bei der Erhebung der Strukturwerte nach der LAWA-Methode.



Abbildung 10
Der Rench-Flutkanal im Doppeltrapezprofil (Foto: S. Röck)
 The Rench floodway with its trapezoid profile (photo: S. Röck)

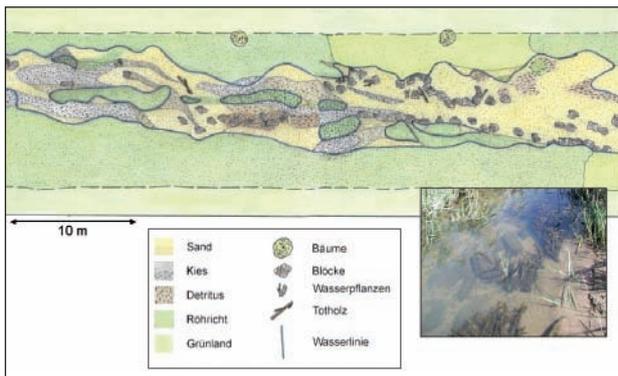


Abbildung 11
Feinstruktur der Sohle des Renchflutkanals (Röck 2005)
 Fine structure of the bed of the Rench floodway (source: Röck 2005)

Beispiel Stützung bzw. Aufhöhung des Grundwasserspiegels: Fluss- und Auenumgestaltung, hier die obere Donau bei Riedlingen

Die obere Donau hat sich nach der Begradigung und dem Ausbau im 19. Jahrhundert (KÖNIGL. MINISTERIUM DES INNERN 1892 und 1896) auf einigen Teilstrecken bis fast drei Meter tief in die unterhalb ihrer eigenen Schotter liegende tertiäre Molasse, ein vergleichsweise weiches Gestein, eingegraben. Mit diesem Prozess sank der Grundwasserspiegel und die Überschwemmungsgebiete werden erst bei größeren Hochwasserabflüssen in Anspruch genommen, was zu einer Hochwasserverschärfung in der unterhalb liegenden Stadt Riedlingen führt. Eine Umgestaltung und Sanierung der Donau und ihrer unmittelbar benachbarten Aue sollen Abhilfe schaffen. Für das Vorhaben stehen 100 ha Fläche und eine Fließstrecke von 7,4 km zur Verfügung (Gewässerdirektion Donau/Bodensee 1995). Das Relief der Aue ist noch heute stark geprägt von der früheren Dynamik des Flusses (Abb. 12).

Zu erzielende Naturschutzwerte (KAISER & KONOLD 2005): neue Flussdynamik mit Schaffung autotypischer Lebensräume, häufigere Ausuferung, Anschluss von relictischen Auenstrukturen (Abb. 13), Etablierung von Auenwäldern, Extensivgrünland und Sukzessionsflächen, Einbau von ehemaligen Abbauflächen (Kiesgrube) in die Auendynamik.

Schlüsselfaktoren: Bau eines neuen Flusslaufs, also Verlassen des Erosionsbetts, weit gehend konzentrierter Abfluss im neuen Bett (keine Imitierung eines historischen Zustands), Verhinderung des Durchbruchs der neuen Donau in das Ero-

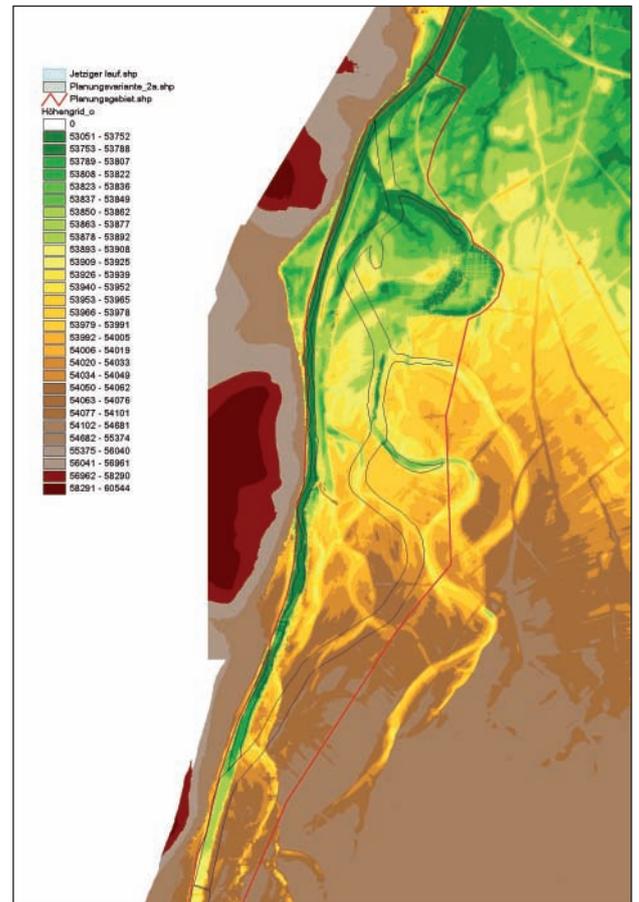


Abbildung 12
Scanner-Aufnahme der Donauaue oberhalb von Riedlingen. Die Donau fließt heute an einem steilen Molasse-Hang entlang (Quelle: Gewässerdirektion Donau/Bodensee, Riedlingen)

Scanner image of the Danube floodplain upstream of Riedlingen. The Danube today flows along a steeply sloping molasse (source: Gewässerdirektion Donau/Bodensee, Riedlingen)

sionsbett, flaches und breites neues Flussbett, Laufverlängerung, Herstellung einer ausgeglichenen Geschiebebilanz, Ausleitung ins neue aus dem alten und Einleitung des neuen Betts und in das alte Flussbett mit rauen Rampen.

4 Schlüssellebensräume Auen: besonders geeignet für eine gemeinsame Strategie

Auch wenn das Beispiel der oberen Donau einen eher geringen Neuigkeitswert zu haben scheint – gehören doch Flussumgestaltungen schon fast zu den alltäglichen Erscheinungen –, so soll gerade mit diesem Beispiel, das unzweifelhaft die eingeforderte gemeinsame Strategie in sich trägt, eindringlich darauf hingewiesen werden, dass Auen für die Wasserwirtschaft und für den Naturschutz eine Schlüsselrolle spielen und dass alleine mit der Rehabilitation oder Revitalisierung der hoch komplexen und jeweils individuellen Gebilde der Auen neben der Hochwasserretention höchste Effekte für die wasser gebundenen und grundwasserabhängigen Lebensräume geschaffen werden können (dazu HASCH & JESSEL 2004), und zwar unter bruchloser Einbeziehung von stark veränderten und künstlichen Elementen – um die Begrifflichkeiten der Wasserrahmenrichtlinie nochmals aufzugreifen. Das Leitbild muss nicht, kann auch meist nicht ein irgendwie rekonstruierter naturnaher, also in der Vergangenheit referenzierter Zustand sein. Dies umso mehr, als Flussauen schon über lange Zeit starken kulturellandschaftlichen Einflüssen ausgesetzt sind. Prioritär ist die Re-Etablierung der Funktionen

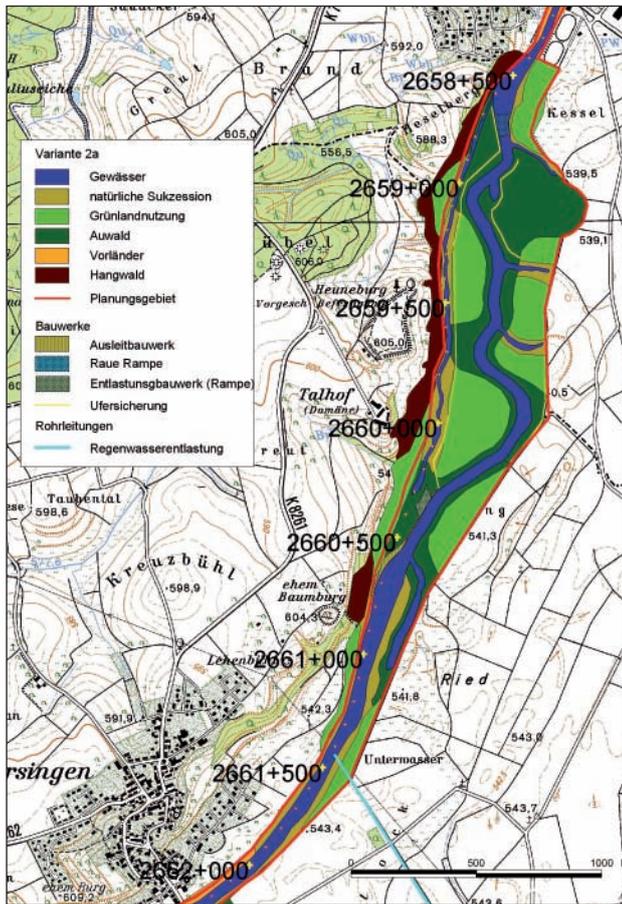


Abbildung 13
Geplanter Verlauf der Donau; das jetzige Flussbett wird nur noch bei größeren Hochwasserabflüssen in Anspruch genommen (KAISER & KONOLD 2005)

Planned course of the Danube; the current riverbed is used only in the event of larger floodwater discharge (KAISER & KONOLD 2005)

- Hydro- und Morphodynamik,
 - Optimierung der Senken- und der Retentionsfunktion,
 - Optimierung der Grundwasserneubildung,
 - Minimierung der Mineralisation organischer Substanz.
- Die Naturschutzeffekte stellen sich fast zwangsläufig ein.

5 Fazit

Es gibt also etliche Beispiele, wo Wasserwirtschaft und Naturschutz zusammenpassen. Doch sind es vielfach Zufallserscheinungen, also nicht geplante und auch so nicht gewollte Effekte; Naturschutzeffekte kommen oft erst spät zum Vorschein, sind vielfach auch völlig überraschend. Um zu einer Strategie zu kommen, bedarf es noch vieler systematischer, das heißt Ursache-Wirkung-bezogener Untersuchungen über die „Natur“ der wasserwirtschaftlich bedingten Bauten und Prozesse. Aus diesen Erkenntnissen lassen sich Schlüsselfaktoren herausfiltern – einige sind oben lediglich stichwortartig genannt –, die es erlauben, Naturschutzeffekte auch zu planen. Umgekehrt muss es Aufgabe des Naturschutzes werden, hier und dort ganz bewusst auch wasserwirtschaftliche Belange umzusetzen.

Zusammenfassung

Wasserabhängige Landökosysteme (LÖS) sind Ökotope, deren Lebensgemeinschaften an eine hohe Feuchtestufe gebunden sind. Ob eher eine Bindung an einen Oberflächenwasserkörper oder einen Grundwasserkörper gegeben ist, lässt sich oft nicht genau festlegen. Die LÖS sollten auf zwei

Ebenen klassifiziert werden: auf der Ökotope-Ebene (z.B. „oligotropher Baggersee“) und auf der Ebene der Lebensgemeinschaften (z.B. „Armeleuchteralgen-Bestand“) oder einem Komplex von Gemeinschaften. Diese Klassifizierung gilt für natürliche/naturnahe ebenso wie für künstliche Formen von LÖS. Die LÖS-Potenziale für die Ökotope-Ebene lassen sich aus verschiedenen, z.T. flächendeckend vorhandenen Kartenwerken ermitteln, beispielsweise aus Bodenkarten.

Auch Eingriffe in die Landschaft und den Landschaftswasserhaushalt können zu LÖS führen, die aus Naturschutzsicht höchst relevant und auch nach der Wasserrahmenrichtlinie zu schützen sind. Hier offenbart sich ein großes Manko der WRRL, aber auch der Naturschutzgesetze, weil Prozesse, resp. Eingriffe, die zu einem letztlich „guten Zustand“ geführt haben, nicht in die Bewertung des Status quo einbezogen werden können, mithin solche Prozesse oft ausgeschlossen sind. Die WRRL, aber auch der Naturschutz sind hier zu statisch. – Ein Blick in die Vergangenheit zeigt, dass sich in der Tat zahlreiche Naturschutzqualitäten infolge solcher Eingriffe eingestellt haben: meist als (auch unerwünschte) Neben- oder „Abfall“produkte; genannt seien Mühlenstau (Versumpfung, Vermoorung), vernachlässigte Bewässerungsanlagen, verschiedene Abbaufächen mit Grund- und Stauwasser-Feuchtgebieten, aber auch infolge „klassischer“, harter wasserbaulicher Eingriffe in Form von Streichwehren, Hangkanälen, Teichen und Weihern, Hochwasserentlastungskanälen und anderem mehr. Die Faktoren, die zu den Naturschutzqualitäten geführt haben, sind vielfältiger, ja stochastischer Art: technische Imperfektheit, extensive oder aber differenzierte Unterhaltung, Raum-Zeit-Dynamik u.a. In nahezu allen Fällen besteht ein Timelag zwischen dem wasserbaulichen Eingriff und dem Auftreten von naturschutzrelevanten Strukturen und Lebensgemeinschaften. Dies ist ein großes Problem beim Zusammenkommen von Wasserwirtschaft und Naturschutz. Es kann nur gelöst werden, wenn an die Stelle des Zufalls eine gemeinsame Strategie tritt, die deutlich die möglichen Synergien vor Augen hat. Auch sollten die Richtlinien entsprechend angepasst werden.

Summary

Water-dependent terrestrial ecosystems are ecotypes whose biota require high moisture levels. Often it is impossible to determine precisely whether they are connected to a surface-water or groundwater body. Water-dependent terrestrial ecosystems should be classified at two levels: the ecotype level (e.g., ‘oligotrophic gravel-pit lakes’) and the level of the biota (e.g., ‘charales population’) or biota complexes. This classification applies to both natural/almost natural water-dependent terrestrial ecosystems and those of artificial origin. The potentials of these ecosystems at the ecotype level can be derived from thematic maps, some of which are available covering the whole territory, for example soil maps.

Interventions in the landscape and in the water balance of a landscape can also lead to the development of water-dependent terrestrial ecosystems that are highly relevant from a nature-conservation perspective and subject to protection under the Water Framework Directive (WFD). However, this reveals a major shortcoming of the WFD and nature-conservation laws, because the processes or interventions that ultimately led to a ‘good ecological status’ cannot be incorporated into the evaluation of the status quo, and subsequently such processes are often not considered. The WFD and nature-conservation policies are too static in this regard. A look into the past reveals that numerous objects in the focus of nature conservation have resulted from such interventions in landscapes, often as (unwanted) by-products. Examples include mill ponds (moor and marshland formation), abandoned irrigation facilities, different mining areas where groundwater

and water logging created wetlands, but also consequences of 'classical', severe hydraulic engineering works such as side weirs, contour canals, shallow ponds, flood-relief channels. The factors that lead to these objects of value for nature conservation are multifaceted, even stochastic: technical imperfections, extensive or differentiated maintenance of landscapes, the space-time dynamics, etc. In almost all cases there is a time lag between the hydraulic engineering works and the appearance of structures and biota of value for nature conservation. This is the great problem in reconciling the interests of water-resources management and nature conservation. It can only be solved if a common strategy focusing on possible synergies becomes implemented in place of the stochastic processes. Legal regulations and guidelines should be adapted accordingly.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. W. Konold
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Institut für Landespflege
Tennenbacher Straße 4
79106 Freiburg
werner.konold@landespflege.uni-freiburg.de

Literaturverzeichnis

- ATV-DVWK (Hrsg.) (2001): Hochwasserrückhaltebecken. Probleme und Anforderungen aus wasserwirtschaftlicher und ökologischer Sicht. – ATV-DVWK-Schriftenreihe 26: 135 S., Hennef
- BRIEM, E. (2001): Tal- und Gewässermorphologie. Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg, Karte 3.4, hrsg. von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
- BURKART, B. (2006): Offenlandmanagement mit Haus- und Wildtieren am Beispiel des ehemaligen Panzerschießplatzes Dauban in der Oberlausitz. – Culterra, Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Bd. 45: 300 S.
- BURKART, B., M. GAERTNER & W. KONOLD (2003): Der Panzerschießplatz Dauban: einige Besonderheiten. – Culterra, Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Bd. 31, S. 183-198
- BURKART, B. & B. WALSER (2005): Weiterentwicklung der Acher-Rench-Korrektion in der mittelbadischen Oberrheinebene (Baden-Württemberg). – In: Jürging, P. & H.. Patt (Hrsg.): Fließgewässer- und Auenentwicklung, S. 408-416. – Springer, Berlin Heidelberg
- DVWK (Hrsg.) (1998): Feuchtgebiete. Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte. – DVWK-Merkblatt 248. Bonn
- GARNIEL, A. (1993): Die Vegetation der Karpfenteiche Schleswig-Holsteins. Inventarisierung – Sukzessionsprognose – Schutzkonzepte. – Mitt. der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 45: 322 S.
- GUDERMANN, R. (2000): Morastwelt und Paradies. Ökonomie und Ökologie in der Landwirtschaft am Beispiel der Meliorationen in Westfalen und Brandenburg (1830-1880). – Forschungen zur Regionalgeschichte, Bd. 35. – Schöningh, Paderborn
- HANDKE, K. (1999): Gräben. – In: Konold, W., R. Böcker, & U. Hampicke (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege, Kap. XIII-7.15.2: 15 S. – Ecomed, Landsberg
- HARTSTOCK, E. (2000): Entstehung und Entwicklung der Oberlausitzer Teichwirtschaft. – Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Bd. 5. Dresden
- HASCH, B. & B. JESSEL (2004): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Flusssauen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 36(8), S. 229-236
- HEYNE, P. (2000): Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. – In: Konold, W., R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege, 2. Erg. Lfg., Kap. III-7.3: 9 S. – Ecomed, Landsberg
- HURCK, R. & R. SCHUMACHER (2003): Emscherbruch. – In: Konold, W., Böcker, R., Hampicke, U. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege, 11. Erg.Lfg., Kap. X-1.3: 13 S. – Ecomed, Landsberg
- KAISER, O. & W. KONOLD (2005): Planungen zum ökologischen Hochwasserschutz mittels Auenrevitalisierung an der Donau bei Hunderringen und Binzwangen. – Abschlussbericht an die Gewässerdirektion Donau/Bodensee, Freiburg i. Br.
- KAPFER, A. & W. KONOLD (2002): Seen, Teiche, Tümpel und andere Stillgewässer. – Biotop-Bestimmungsbücher, hrsg. von C.-P. Hutter. – Hirzel, Stuttgart
- KOHLER, A., M. ZELLER & G.-H. ZELTNER (1987): Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene) 1970-1985. – Bayer. Bot. Ges. 58, S. 115-137
- KÖNIGL. MINISTERIUM DES INNERN (Hrsg.) (1892): Verwaltungs-Bericht der Königl. Ministerialabteilung für den Strassen- und Wasserbau für die Rechnungsjahre vom 1. Februar 1887/88 und 1888/89. – Strecker und Moser, Stuttgart
- KÖNIGL. MINISTERIUM DES INNERN (Hrsg.) (1896): Verwaltungs-Bericht der Königl. Ministerialabteilung für den Strassen- und Wasserbau für die Rechnungsjahre vom 1. Februar 1893/94 und 1894/95. – Strecker und Moser, Stuttgart
- KONOLD, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen. Geschichte, Kultur, Vegetation, Limnologie, Naturschutz. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 52: 634 S. Karlsruhe
- KONOLD, W. (1996a): Die Veränderung einer Flußlandschaft. Das Beispiel obere Donau. – In: Konold, W. (Hrsg.): Naturlandschaft – Kulturlandschaft, S. 210-228. – Ecomed, Landsberg
- KONOLD, W. (1996b): Gewässerauen – Bedeutung und Funktion. – Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 37, S. 146-153
- KONOLD, W. (1996c): Die obere Donau – Wandel und Perspektiven einer Flußlandschaft. – Wasserwirtschaft 86(5) S. 244-248
- KONOLD, W. (1997): Wässerwiesen, Wölbäcker, Hackäcker: Geschichte und Vegetation alter Kulturlandschaftselemente. – Verh. Ges. Ökologie 27, S. 53-61
- KONOLD, W. (1998): Landnutzung und Naturschutz in Auen – Gegensatz oder sinnvolle Kombination. – Wasser & Boden 50(4), S. 50-54
- KONOLD, W. (2000): Wiesenwässerung und Wässerwiesen mit besonderer Berücksichtigung des Pfälzerwaldes. – In: Hahn, H.J., A. Bauer & E. Friedrich (Hrsg.): Wasser im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald, S. 193-209. Landau
- KONOLD, W. (2004): Obrigkeit und Nachhaltwirtschaft – Ausbeutung, Beharrung und Naturschutz. Beispiele aus dem südlichen Schwarzwald. – In: Döring, R. & M. Rühs (Hrsg.) Ökonomische Realität und praktische Vernunft. Gerechtigkeit, Ökologische Ökonomie und Naturschutz. Festschrift anlässlich des 60. Geburtstags von Prof. Dr. Ulrich Hampicke. S. 319-337. – Königshausen und Neumann, Würzburg
- KONOLD, W. (2006a): Kulturlandschaft und Naturschutz – eine eigentümliche Beziehung. – In: Gaese, H., S. Sandholz & A. Böhler (Hrsg.): Denken in Räumen: 77-89. Köln
- KONOLD, W. (2006b): Den Mythos des Ursprünglichen entlarven. – Politische Ökologie 99, S. 25-28
- KONOLD, W. & J. Schreiner (1996): Quellen, Bäche, Flüsse und andere Fließgewässer. – Biotop-Bestimmungsbücher, hrsg. von C.-P. Hutter. – Weitprecht, Stuttgart
- KONOLD, W., J. HOHMANN, M. JÖST, C. LEBE-WÜHRL, C. OSSWALD & R. PFEILSTICKER-JÖST (1994): Ökologische Probleme beim Bau und beim Betrieb von Hochwasserrückhaltebecken. – Ber. Inst. Landschafts- und Pflanzenökologie Univ. Hohenheim 3, S. 5-23
- KONOLD, W., K. SCHWINEKÖPER, P. SEIFFERT, H. RECK, M. BRÄUNICKE, G. HERMANN, B. KAPPUS & T. PEISSNER (1994): Durchführbarkeitsstudie Heidenwuh. – Unveröff. Bericht Stuttgart-Hohenheim
- KUROWSKI, H. (1993): Die Emscher: Geschichte und Geschichten einer Flusslandschaft. Klartext, Essen
- LENKENHOFF, P. & U. ROSE (2002): Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender

- Schädigungen. – Bericht zu Teil 1: Erarbeitung und Bereitstellung der Grundlagen und erforderlicher praxisnaher Methoden zur Typisierung und Lokalisation grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme, hrsg. vom Erftverband, Bergheim
- LUTZ, J. (1938): Gebotanische Beobachtungen an *Cladium mariscus* R. Br. in Süddeutschland. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 23, S. 135-142
- LWA NRW (1992): Biotopgestaltung an Talsperren, Hochwasserrückhaltebecken und Flußstauen. – LWA-Merkblätter Nr. 9: 54 S. Düsseldorf
- MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN BAD.-WÜRTT. (Hrsg.) (1987): Atlas Wasser- und Abfallwirtschaft. Stuttgart
- MÜHLINGHAUS, R., I. MAHN-MILLA & J. BRESCH (2005): Naturschutz und Wasserwirtschaft als Partner bei Siedlungsentwicklung und Flächenrecycling. – Naturschutz-Info 2/2005, S. 65-68, hrsg. von der LfU Karlsruhe
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM TÜBINGEN (Hrsg.) (1995): Leitbilder und Maßnahmen. – Integriertes Donau-Programm, Heft 5. Tübingen
- RIECKEN, U., P. FINCK, U. RATHS, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK (2003): Standard-Biotoptypenliste für Deutschland. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 75: 65 S. Bonn-Bad Godesberg
- RÖCK, S. (2004): Wie natürlich können künstliche Gewässer sein? – Das Beispiel Rench-Flutkanal. – Ber. Naturforsch. Ges. Freiburg i. Br. 94, S. 37-58
- RÖCK, S. (2005): Der Rench-Flutkanal – Die Natur eines künstlichen Gewässers. – Schriften der Deutschen Wasserhistorischen Gesellschaft 7, S. 239-249
- SCHWINEKÖPER, K. (1997): Historische Landschaftsanalyse in der Landschaftsökologie – am Beispiel des Wurzacher Rieds, des Einzugsgebiets der Wolfegger Ach und des Heidenwuhrs. – Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beih. 2: 285 S.
- SEIFFERT, P., K. SCHWINEKÖPER & W. KONOLD (1994): Analyse und Entwicklung von Kulturlandschaften. Das Beispiel Westallgäuer Hügelland: 456 S. – Ecomed, Landsberg
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. – Gustav Fischer, Jena
- UM (Umweltministerium), IM (Innenministerium), WM (Wirtschaftsministerium) Bad.-Württ. (Hrsg.) (2005): Hochwassergefahrenkarten in Baden-Württemberg. Stuttgart
- VOLLRATH, H. (1968): Das Vegetationsmosaik einer fränkischen Flussaue als Ergebnis hydrologischer und sedimentologischer Prozesse. – In: Tüxen, R. (Hrsg.): Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie, S. 252-266
- WELLER, F. (1990): Ökologische Standortseignungskarte für den Landbau in Baden-Württemberg. 1:250 000. Hrsg. vom Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Bad.-Württ. Stuttgart
- WIEGLEB, G. (1977): Die ökologische Bedeutung der Oberharzer Stauteiche und Vorschläge zu ihrer Unterhaltung. – N. Arch. f. Nds. 26(4), S. 392-409

Makrozoobenthosbesiedlung und Sedimentumlagerung in Bundeswasserstraßen

Macrozoobenthos and sediment management in Federal waterways

von Susanne I. Schmid, Arne Haybach, Bernd König, Franz X. Schöll, Jochen H.E. Kopp

Zur Vermeidung der Tiefenerosion von Flüssen und zur Aufrechterhaltung sicherer Transportbedingungen für den Schiffsverkehr sind in Bundeswasserstraßen Maßnahmen zum Geschiebemanagement (Entnahme, Zugabe und Umlagerung von Sediment) erforderlich. Hier stellt sich die Frage, ob das Geschiebemanagement einen Einfluss auf die faunistische Besiedlung der Gewässersohle hat. Zur Beantwortung dieser Frage wird die Makrozoobenthos-Besiedlung in den Bereichen der Elbe und des Mains, in denen regelmäßig mit mittlerer Intensität gebaggert bzw. verklappt wird, mit der Besiedlung weitestgehend unbeeinflusster Stromstrecken verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Intensität des Geschiebemanagements – bei derzeitiger Praxis – keinen Einfluss auf die Besiedlungsstruktur des Makrozoobenthos hat.

To avoid depth erosion in rivers and to maintain the safety and ease of navigation, sediment-management measures have to be taken in Federal waterways (dredging, artificial supply and translocation of sediment). Here, we pose the question whether sediment management has any influence on the fauna of the riverbed. To answer this question, the macrozoobenthos was compared between stretches with and without management, both in the rivers Elbe and Main. In these two rivers, sediment management is performed regularly with average intensity. The results show that the intensity of sediment management – with the current practices – does not have any influence on the distribution structure of macrozoobenthos.

1 Einleitung

Zur Sicherung des Schiffsverkehrs und zur Erhaltung des gegenwärtigen Gewässerzustandes sind an mehreren Bundeswasserstraßen Maßnahmen zum Geschiebemanagement (Baggern und Verklappen von Sediment) erforderlich (FAULHABER 2000). Beispielsweise tieft sich die Elbe bei Torgau jährlich um 1–2 cm ein (VOLLMER & SCHRIEVER 2005), da der natürliche Geschiebetransport Material aus dieser Strecke austrägt, ohne, dass es aus dem stauregulierten Oberlauf zu einem kompensierenden Materialeintrag kommt. Die größten Eintiefungen wurden im Bereich km 120 bis 230 beobachtet (KÜHNE 1996). Umgekehrt lagert sich in der sogenannten Reststrecke, Elbe-km 503 bis 520, Sand ab, bedingt durch eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit. Diese ist das Resultat des Ausbauszustandes: die Buhnen in diesem Bereich wurden in den Vierziger Jahren nicht mehr, wie alle übrigen Buhnen entlang der Elbe, erhöht und verlängert, so dass der Fließ-

querschnitt zwischen den Buhnenköpfen hier breiter und damit die Fließgeschwindigkeit geringer ist.

Die ökologischen Auswirkungen dieser sog. Geschiebemanagementmaßnahmen auf die den Gewässergrund bewohnenden Kleinlebewesen (Makrozoobenthos) wurden bisher nicht im großskaligen Flussbereichs-Maßstab (10 bis 200 km) untersucht. Die Zeit, die die Besiedlung benötigt, um auf ein Ausgangsniveau zurück zu kommen, betrug in anderen Untersuchungen zwischen drei Monaten (der tidebeeinflusste Dawho River in North Carolina; VAN DOLAH et al. 1984) und mehr als einem Jahr (FLINT 1979). In der vorliegenden Arbeit wird geprüft, ob sich auf der Skala von Jahren Veränderungen in der Besiedlung in Geschiebemanagement-beeinflussten Flussabschnitten zeigen.

Vorliegende Auswertung stellt eine grundlegende Charakterisierung des Makrozoobenthos in zwei Elbabschnitten (Erosionsstrecke; Elbe-km 230 bis 280, Reststrecke, km 508 bis