

Ber. Naturhist. Ges. Hannover	135	49–71	Hannover 1993
-------------------------------	-----	-------	---------------

Anthropogener Einfluß auf die Vegetation kleiner Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung des Lichtes als Standortfaktor*)

von

DOMINIQUE REMY

Mit 3 Abbildungen und 7 Tabellen

Zusammenfassung: Die kleinen Fließgewässer Nordwestdeutschlands sind infolge der intensiven Landnutzung entscheidend verändert worden. Naturnahe Strukturen fehlen weitgehend. Eutrophierung, wasserbauliche Eingriffe und Veränderungen des Lichtklimas beeinflussen die Vegetation der Bäche und kleinen Flüsse in unterschiedlicher Weise. Durch die Beseitigung uferbegleitender Waldstrukturen wurden einerseits vermehrt Standorte für lichtliebende Hydrophytengesellschaften geschaffen; andererseits führen Lichtabsorption durch Trübstoffe, technischer Ausbau der Ufer und Anpflanzung von Gehölzen zu einer zunehmenden Einschränkung der Standorte für Hydrophyten. *Lemna*-Decken in Stillwas-serzonen und durch Eutrophierung zunehmender Aufwuchs epiphytischer Algen wirken sich ebenfalls negativ auf den Lichtgenuß und damit die Verbreitungsmöglichkeiten von submersen Wasserpflanzen aus.

Summary: **Anthropogenic influence on the vegetation in small running waters with particular consideration of light as an important habitat factor.** – Intensive land use has decisively changed the appearance of small rivers in Northwest Germany. Losses of the primeval floodplain forests, resulting from the intensity and duration of the anthropogenic impact on running water ecosystems has effected vegetation changes. Some characteristic aquatic macrophyte communities are described and correlated with the most important factors of river ecology. Light ist the determining factor for the distribution of the running water communities. Due to a difference in ecological amplitude, aquatic communities behave differently under changing light conditions. The most endangered types of vegetation belong, for example, to clear water vegetation with the *Callitriche-Myriophylletum alterniflori* and the *Juncus bulbosus-Isolepis fluitans*-association. They are endangered by increasing intensive land use and by partially recordable effects of light or loss of light, pollutants and nutrients on running water ecosystems.

keywords: Hydrophyten, Fließgewässer, Standortfaktoren, Licht

*) Untersuchungen durchgeführt am Institut für Geobotanik der Universität Hannover und am Institut für Systematische Botanik und Pflanzen-Geographie der FU Berlin, teilweise mit Mitteln der DFG gefördert.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung
2. Umfang und Beurteilung der Veränderungen an Fließgewässern
3. Standorte und Standortfaktoren in Fließgewässern
 - 3.1 Chemische Standortfaktoren
 - 3.2 Physikalische Standortfaktoren
4. Lichtangebot und Lichtgenuß
 - 4.1 Das Lichtangebot beeinflussende Faktoren
 - 4.1.1 Exogene Faktoren
 - 4.1.2 Endogene Faktoren
 - 4.2 Anthropogene Veränderungen des Lichtklimas und die Auswirkungen auf Hydrophyten
5. Aspekte der historische Entwicklung anthropogener Einflüsse auf Fließgewässer und ihre Vegetation
6. Literatur

1. EINLEITUNG

Wie fast alle Bäche und Flüsse Mitteleuropas haben auch die Fließgewässer in Niedersachsen starke Veränderungen erfahren. Einerseits wurden sie durch wasserbauliche Maßnahmen zu Vorflutern degradiert, um Überflutungen zu verhindern und den Grundwasserstand abzusenken. Andererseits gelangten und gelangen Nährstoffe sowie toxisch wirkende Substanzen durch Einleitung von ungenügend geklärten Abwässern aus Kommunen und Industrie sowie über Zustrom von Grund- und Oberflächenwasser aus der Landwirtschaft in die Gewässer. Gegenwärtig ist außerdem die Deposition von Stickstoffverbindungen aus der Atmosphäre von Bedeutung (vgl. KUNTZE 1984). Besonders schwerwiegend macht sich die intensive Nutzung der gesamten Breite der Auen bemerkbar. Uferbegleitende Gehölze wurden entfernt, um die landwirtschaftlichen Nutzflächen bis an den Rand der Gewässer auszuweiten. Durch die zunehmende Umwandlung der Grünlandflächen in Ackerflächen besteht unmittelbar an die Bäche und Flüsse grenzenden Auenbereich die Gefahr des direkten Eintrags von Erosionsprodukten sowie von Düngemitteln und Pestiziden. Außerdem sind die Fließgewässer durch die Entfernung der uferbegleitenden Gehölze ihrer Funktion als gliederndes Element in der Landschaft beraubt.

Allein in Niedersachsen gibt es etwa 180.000 km Fließgewässer unterschiedlichster Größenordnung, von denen nur noch ein geringer Teil seine natürlichen Strukturen aufweist. Das Land Niedersachsen versucht gegenwärtig mit Hilfe des Niedersächsischen Fließgewässerschutzsystems gegenzusteuern (DAHL et al. 1989; RASPER et al. 1991).

Neben den Eingriffen in die morphologische Struktur der Gewässer sind es besonders die Veränderungen der fließgewässertypischen Vegetation, die das Aussehen der Bäche und Flüsse grundlegend gewandelt haben. Der Umfang der Eingriffe, die an den Fließgewässern erfolgten, kann teilweise durch Vergleiche mit älterem Kartenmaterial sichtbar und quantifizierbar gemacht werden, da viele wasserbauliche Eingriffe zu deutlichen topographischen Veränderungen der Gewässerläufe führten. Der Umfang der qualitativen Veränderungen, die über die Laufverlegungen hinausgingen, ist jedoch nicht oder nur selten dokumentiert, da entsprechendes Datenmaterial aus früheren Zeiten weitgehend fehlt. So können Aussagen über Veränderungen der Trophie, des Transportes von Trübstoffen oder des Lichthaushaltes meist nur indirekt erfolgen. Gleiches gilt auch für Veränderungen der Fließwasservegetation sowie der uferbegleitenden Röhrichte oder Gehölze.

Um auch nur annähernd eine Vorstellung vom Umfang der qualitativen Veränderungen gewinnen zu können, ist der Vergleich rezenter Fließgewässer unterschiedlichen Hemero-

biegrades in ähnlich ausgestatteten naturräumlichen Einheiten notwendig. Erst der direkte Vergleich eines naturnahen Gewässers einschließlich seiner intakten Auenvegetation mit einem kanalisierten Vorfluter in einer ausgeräumten Auenlandschaft zeigt, wie sehr sich die beiden Gewässer strukturell und standörtlich unterscheiden.

Ein naturnahes Fließgewässer weist in seinem Längs- und Querschnitt nicht nur einen Standorttyp auf. Natürliche und naturnahe Bäche und Flüsse zeichnen sich vielmehr durch ein Mosaik unterschiedlicher Standorte aus. Entsprechend der Vielfalt und Kombination unterschiedlicher Standorte kommt es zur Ausbildung einer ebenso vielfältigen Vegetation. Natürliche und naturnahe Gewässer unterscheiden sich so deutlich von den anthropogen überformten und meist strukturell monotonen Bächen und Flüssen.

Einige der Veränderungen, bezogen auf den Lichthaushalt, sollen an Beispielen von Bächen der sandig-moorigen Bereiche im Norden von Hannover sowie in der Südheide und im Weserbergland aufgezeigt werden.

Die Nomenklatur der genannten Arten richtet sich nach CASPER & RAUSCH (1980/81) sowie OBERDORFER (1983). Von der Nennung der Autorennamen der aufgeführten Arten wird abgesehen.

2. UMFANG UND BEURTEILUNG DER VERÄNDERUNGEN AN FLIESSGEWÄSSERN

Der anthropogene Einfluß auf die Fließgewässer tritt häufig erst nach massiven Eingriffen in das Bewußtsein der Öffentlichkeit. Wird eine 5-teilige Bewertungsskala (Tab. 1) zugrunde gelegt, die Zustandsstufen von natürlich bis naturfern erfaßt, so werden häufig erst ausgesprochen naturferne Zustände als wirklich unnatürlich empfunden.

Tabelle 1 Bewertungsskala zum Zustand von Fließgewässern (in Anlehnung an BRUNKEN 1986, LÖLF 1985)

1	natürlich	Gewässer und angrenzende Aue vom Menschen nicht oder nicht erkennbar beeinflusst
2	naturnah	Gewässer und angrenzende Aue vom Menschen erkennbar beeinflusst, natürliche Strukturen sind noch primär vorhanden, die Gewässersohle ist nicht künstlich vertieft
3	bedingt naturnah	Gewässer mit Laufverlegungen, natürliche Strukturen sind primär oder sekundär vorhanden, die Gewässersohle kann künstlich abgesenkt sein, gewässerbegleitende Gehölzstrukturen fehlen weitgehend
4	naturfern	Gewässer nach technischem Ausbau mit Regelprofil, mit einem Anteil primärer oder sekundärer natürlicher oder naturnaher Strukturen
5	naturfremd	Gewässer nach technischem Ausbau ohne natürliche Strukturelemente

Mit abnehmender Naturnähe bzw. mit zunehmender Naturferne ist immer eine Veränderung, der die Fließgewässer begleitenden Vegetationsstrukturen zu verzeichnen. Der Zustand der fließgewässerbegleitenden Gehölzvegetation muß bei einer Bewertung unbedingt berücksichtigt werden, da von ihm wesentlich das Lichtangebot beeinflusst wird, von dem weitere wichtige Faktoren, wie Wassertemperatur und Sauerstoffsättigung abhängen.

Natürliche Fließgewässer sind in Niedersachsen nicht mehr vorhanden und für Mitteleuropa wahrscheinlich nur noch in den Hochlagen der Alpen zu erwarten, soweit sie nicht von Almwirtschaft und Tourismus beeinträchtigt sind. Bezieht man bei der Bewertung des Grades der Naturnähe auch die Strukturen der angrenzenden Aue mit ein, so wird deutlich, daß auch Fließgewässer der Kategorie „naturnah“ nur noch selten und kleinräumig anzutreffen sind. Der überwiegende Teil der wenigen Gewässer, die häufig noch als natürlich empfunden werden, muß nach strengen Maßstäben in die Kategorie „bedingt naturnah“ eingeordnet werden. Die Mehrzahl der Bäche und Flüsse befinden sich allerdings in einem Zustand, der nur als naturfern oder naturfremd anzusprechen ist.

Der Verlust der uferbegleitenden Gehölze geht mit dem Verlust natürlicher oder zumindest naturnaher Zustände einher. Es ist aus hydrobotanischer Sicht sicher nicht falsch, einem völlig unbeeinflußt in seinem Bett verlaufenden Bach die Natürlichkeit oder Naturnähe abzusprechen, wenn die begleitende Gehölzvegetation fehlt, da das für die Vegetationszusammensetzung entscheidende Lichtklima im und am Gewässer eine tiefgreifende Veränderung erfahren hat.

Andererseits verhilft einem derartigen Bach die häufig zu beobachtende enge Reihenpflanzung von Erlen nicht zu größerer Naturnähe, da die resultierende Beschattung einen Umfang erreicht, der unter natürlichen Verhältnissen kaum anzutreffen ist.

3. STANDORTE UND STANDORTFAKTOREN IN FLIESSGEWÄSSERN

Die standörtlichen Eigenschaften eines Fließgewässers sind von seinem Einzugsgebiet abhängig. Das Einzugsgebiet umfaßt oder berührt je nach Größe ein oder mehrere naturräumliche Einheiten. Von der naturräumlichen Ausstattung des jeweiligen Einzugsgebietes sind die chemischen, physikalischen und hydrologischen Standortfaktoren abhängig.

Die einzelnen Standorte resultieren aus der Summe der auf sie einwirkenden Standortfaktoren. Anhand einiger wesentlicher Standortfaktoren, die in Bächen und Flüssen wirksam werden, kann eine Typisierung der Hydrophytenstandorte in Fließgewässern vorgenommen werden. Die prägenden Faktoren sind:

- Wasserhärte
- Trophie
- Temperatur
- Licht
- Strömungsgeschwindigkeit

Die genannten Faktoren sind für die Wasservegetation von unterschiedlicher Bedeutung. Alle weiteren natürliche Standortfaktoren in Fließgewässern stehen mit den genannten Faktoren in Zusammenhang, sie bedingen sich gegenseitig oder sie sind von ihnen abhängig.

Mit dem Eingreifen des Menschen treten neben den natürlichen, die anthropogenen Standortfaktoren auf. Abgesehen von der Einleitung toxisch wirkender Verbindungen, schafft der Mensch keine grundsätzlich neuen Standortfaktoren. Der anthropogene Anteil an den Standorten besteht vielmehr in der Neukombination von Standortfaktoren, die in dieser Form nicht in der Natur auftreten. Weiterhin werden vom Menschen natürliche Standortfaktoren, wie die Trophie, über ihre normale Bandbreite hinaus ausgeweitet, so bei der Schaffung hypertropher Standorte. Die Reversibilität der anthropogenen Standortbedingungen hängt vom Umfang der vorangegangenen und gegenwärtigen Eingriffe bzw. Nutzungsformen sowie vom standortspezifischen Regenerationsvermögen ab.

3.1 Chemische Standortfaktoren

Diskussionen um die Belastung der Fließgewässer stellen häufig die hydrochemischen Parameter in den Vordergrund. Diese werden schon seit Jahrzehnten untersucht, wobei sich sowohl die Dichte des Untersuchungsnetzes als auch Häufigkeit der Probenahme erhöht haben bzw. weiter erhöhen. Diese Parameter sind die Grundlage für das Bewertungssystem der Gewässergüteklassen. Die chemische Zusammensetzung eines Oberflächen- oder Grundwassers wird wesentlich von seinem Einzugsgebiet geprägt. Die natürliche Befruchtung eines Wassers kann auch als Grundlast bezeichnet werden. Hydrochemische Parameter zeigen in vielen Fällen eine befriedigende Korrelation mit vegetationskundlichen Erhebungen. Die Wasserpflanzengesellschaften erweisen sich als Indikatoren für eine rasche Ansprache der Gewässergüte (vgl. KOHLER 1971; MELZER 1976). Intensivere Untersuchungen zu diesem Thema liegen seit den 70er Jahren vor, so u.a. von KOHLER et al. (1971) und PIETSCH (1982), die Korrelationen zwischen einzelnen Hydrophyten und Standorten aufzeigten, sowie u.w. von POTT (1980), der besonders den Zusammenhang zwischen Hydrophytengesellschaften und den chemischen Standortfaktoren bearbeitete.

Die Wirkungsweise der unterschiedlichen hydrochemischen Faktoren auf einzelne Gesellschaften kann allerdings nur indirekt erschlossen werden. So muß hier auf die bereits vorliegenden autökologischen Untersuchungen u.a. von GRUBE (1975), GLÄNZER (1974), KOHLER (1972, 1975), GLÄNZER et al. (1977) und NOBEL (1980) verwiesen werden, die die Toxizität von Wasserinhaltsstoffen gegenüber Hydrophyten untersucht haben; wobei allerdings häufig mit Konzentrationen gearbeitet wurde, die im Freiland nicht oder nur selten auftreten.

Für Hydrophyten sind primär die eutrophierend wirkenden Stoffe, wie stickstoff- und phosphathaltige Verbindungen, sowie die Wasserhärte von Bedeutung. Unter den chemischen Standortfaktoren wirkt der Gehalt an Härtebildnern besonders differenzierend auf die Hydrophyten; insbesondere gilt dies für die Karbonathärte. Letztere wird durch Verbindungen der Erdalkalitionen Calcium und Magnesium mit Kohlensäure hervorgerufen und ist dem Anteil der im Wasser gelösten Kohlensäure äquivalent.

Die Karbonathärte ist ein differenzierender Faktor für die Wasservegetation. Bedingt durch das Angebot unterschiedlicher Kohlenstoff-Quellen, kann eine Vegetation der weichen, sauren Fließgewässer, in denen überwiegend gelöstes CO_2 als Kohlenstoff-Quelle zur Verfügung steht, und in eine Vegetation der harten, basischen und kalkreichen Fließgewässer, in denen neben dem gelösten CO_2 auch das Hydrogenbikarbonat als anorganische Kohlenstoff-Quelle verfügbar ist, unterteilt werden (vgl. WEBER-OLDECOP 1977; KOHLER 1981). In weiten Bereichen Norddeutschlands ist eine Einteilung in kalkreiche und kalkarme Gewässer relativ einfach vorzunehmen. Zwischen den beiden Typen vermitteln, je nach geologischer Situation, Mischtypen. Diese treten dort auf, wo kalkige und silikatische Gesteine in enger Verzahnung bzw. Überdeckung vorkommen. Dies gilt z.B. für den Raum um Hannover, der sich an der Grenze zwischen Börde und Weser-Aller-Flachland befindet, einer Grenze zwischen Einzugsgebieten mit hartem und weichem Wasser.

Mit den hydrochemischen Parametern allein können allerdings nicht alle Verbreitungsphänomene bei Hydrophyten erklärt werden. Für viele, verbreitete Gesellschaften sind die hydrochemischen Rahmenbedingungen weitgehend bekannt, die für das Auftreten gegeben sein müssen. Ein Vergleich zwischen einer, aufgrund der hydrochemischen Rahmenbedingungen möglichen Verbreitung, und der tatsächlichen Verbreitung einiger Gesellschaften zeigt teilweise starke Diskrepanzen. So könnten einige Gesellschaften aufgrund der hydrochemischen Beschaffenheit in bestimmten Bächen oder Flüssen vorkommen, tun es aber nicht, obwohl die zugehörigen Arten im Einzugsgebiet vorkommen und keine direkten verbreitungsbiologischen Schranken bestehen. Dieser Umstand deutet auf den Einfluß anderer, z.B. hydrophysikalischer Faktoren hin.

3.2 Physikalische Standortfaktoren

Während die hydrochemischen Faktoren im Gewässerquerschnitt von Bächen und kleinen Flüssen weitgehend homogen sind, ist dies bei physikalischen Standortbedingungen, wie Licht und Strömungsgeschwindigkeit, nicht der Fall. Die weitgehende Homogenität der hydrochemischen Standortfaktoren beruht auf der ständigen Durchmischung des Wassers und der in ihm gelösten Stoffe in turbulent fließenden Gewässern. Ausnahmen bilden Bereiche, in denen es punktuell zum Zutritt hydrochemisch anders zusammengesetzter Wasser kommt. Erst mit abnehmender Strömungsgeschwindigkeit und der Ausbildung strömungsarmer Uferzonen muß auch bei den hydrochemischen Standortfaktoren mit einer Inhomogenität im Gewässerquerschnitt gerechnet werden.

Die Inhomogenität der physikalischen Standortbedingungen beruht einerseits auf der unterschiedlichen Ausgestaltung des Gewässerquerschnittes und andererseits auf der Einwirkung exogener Faktoren, wie der Beschattung durch die Ufervegetation.

Während die hydrochemischen Parameter, als Nährstoffe oder Gifte, Einfluß auf die Hydrophyten nehmen, bestimmen die hydrophysikalischen Faktoren, wie Licht und Strömung, den Energiehaushalt und die Ausformung der äußeren Gestalt submerser Arte. Der konkrete Lebensraum der Hydrophyten ist im wesentlichen von den Faktoren Licht und Strömung abhängig. Der Vergleich zeigt, daß die physikalischen Parameter in vielen Fällen für die Besiedelbarkeit eines Gewässers ausschlaggebend sind (vgl. HASLAM 1971).

Die physikalischen Faktoren, die für die Vegetation der Fließgewässer von Bedeutung sind, können drei Wirkungskomplexen zugeordnet werden:

- Die Temperatur kennzeichnet den Wärmehaushalt
- Die Strömungsgeschwindigkeit und die Abflußmenge sind ein Spiegel der Dynamik
- Die Durchlichtung beschreibt die Verfügbarkeit von Lichtenergie

Für die Verbreitung der submersen Wasservegetation ist die Verfügbarkeit der Lichtenergie ein stark limitierender Faktor.

4. LICHTANGEBOT UND LICHTGENUSS

Von der nicht reflektierten und in den Wasserkörper eindringenden Strahlung steht der nicht im Wasserkörper absorbierte Anteil für die Photosynthese der Hydrophyten zur Verfügung. Photosynthese erfolgt auch noch bei sehr geringen Lichtintensitäten, die 5 %-Grenze gibt nach ODUM (1980) den unteren Bereich der wesentlichen Photosyntheseaktivität an und damit die Kompensationsebene, jenen Bereich in dem die Netto-Photosyntheseleistung auf Null absinkt. Bereits oberhalb der Kompensationsebene wird bei abnehmender Lichtintensität die Netto-Photosyntheserate der verfügbaren Lichtenergie entsprechend vermindert. Damit geht eine Verminderung der Phytomasseproduktion einher. Die Verminderung der Durchlichtung reduziert die Produktivität der Vegetation eines Gewässers substanziell, selbst wenn unter eutrophen Verhältnissen ausreichend Nährstoffe vorhanden sind. Hinweise auf die negativen Auswirkungen von Lichtmangel, in bezug auf die Selbstreinigung von Fließgewässern, geben u.a. NEUMANN (1979) und UHLMANN (1988).

Der prozentuale Anteil des Lichtes am Wuchsort, bezogen auf die, ohne örtliche Beschattung und sonstige Lichtverluste, potentiell verfügbare Lichtenergie, wird als Lichtgenuß [L%] definiert (s. KREB 1990).

4.1 Das Lichtangebot beeinflussende Faktoren

Das Lichtangebot, das einem Gewässer zur Verfügung steht, wird durch den Sonnenstand, in Abhängigkeit von Tages- und Jahreszeit sowie durch den Breitengrad des jeweiligen Stand-

ortes bestimmt. Aus allen Faktoren resultiert die jeweils ortsabhängige, potentiell verfügbare Lichtenergie.

Die potentiell verfügbare Lichtenergie eines Fließgewässerstandortes wird durch exogene und endogene Standortfaktoren modifiziert. Exogene Faktoren sind solche, die von außen auf den Wasserkörper und die in ihm lebenden Organismen wirken. Endogene Faktoren liegen vor, wenn die verfügbare Lichtenergie durch die Beschaffenheit des Wasserkörpers oder durch in ihm befindliche Stoffe bzw. Organismen absorbiert wird.

4.1.1 Exogene Faktoren

Unter natürlichen oder naturnahen Bedingungen ist die Beschattung der wichtigste exogene Faktor, der das Lichtangebot einschränken kann. Die potentiell verfügbare Lichtenergie wird am jeweiligen Standort durch An- oder Abwesenheit von schattengebender Randvegetation und durch deren räumlicher Verteilung in ihrer Wirksamkeit für die Hydrophyten bestimmt.

Eine Vielzahl von Beobachtungen zeigt, daß die Unterschiede der Einstrahlung, verursacht durch benachbarten Bewuchs, bereits auf kleinstem Raum wirken und zu erheblichen Unterschieden in der Besiedlung eines Fließgewässers führen können. Die Abhängigkeit der Durchlichtung von Fließgewässern von begleitenden Gehölzen oder Hochstauden wurde u.a. von LOHMEYER & KRAUSE (1975), KRAUSE (1985) BÖTTGER (1986), RICKERT (1986) sowie LINNENKAMP & HOFFMANN (1990) untersucht und beschrieben.

Der Umfang der Beschattung eines Fließgewässers hängt u.a. von seiner topographischen Lage sowie der Ausgestaltung des Flußbettes ab. In Ost-West-Richtung verlaufende, tief eingeschnittene Flußabschnitte mit randlichem Gehölzaufwuchs zeigen eine Abhängigkeit von der Exposition der Ufer. So sind Nord-Ufer, deren Uferbänke in den Mittagsstunden der Sonne zugewandt sind, häufig dichter und bis in tiefere Bereiche mit Hydrophyten besiedelt, als die gegenüberliegenden sonnenabseitigen Süd-Ufer, deren Lichtgenuß durch Beschattung stärker beeinträchtigt wird.

4.1.2 Endogene Faktoren

Eine wesentliche Barriere für einfallendes Licht bildet das Wasser selbst; einerseits durch die Reflexion der Strahlung an der Grenzfläche zwischen Luft und Wasser, andererseits durch Streuung und Absorption im Wasserkörper. Diese lichtabschwächenden Faktoren werden unter dem Begriff Extinktion zusammengefaßt. Besonders Streuung und Absorption wurden und werden durch anthropogene Eingriffe verstärkt.

Die Streuung an suspendierten Partikeln schwächt die Durchlichtung ab und läßt das Wasser getrübt erscheinen. Die Gewässertrübung kann sich periodisch oder aperiodisch verändern. Die natürliche geogene Trübung eines Fließgewässers verstärkt sich mit seiner Lauflänge, da die Menge der mitgeführten Schwebstoffe mit der Größe des Einzugsgebietes zunimmt. Unabhängig vom natürlichen Abflußgeschehen werden Trübungen anthropogen hervorgerufen.

Die Abnahme der Lichtintensität innerhalb eines Wasserkörpers durch Absorption ist nach Angaben von RÖRSLET (1987) weitgehend unabhängig von der Strahlungsintensität an der Wasseroberfläche und nur der jeweils im Wasser zurückgelegten Strecke proportional. Bei höheren Wasserständen wird so die Durchlichtung bis zum Grund des Gewässers nicht nur durch die Trübung, sondern auch durch den höheren Wasserspiegel vermindert, da die Wegstrecke des Lichtes länger wird.

4.2 Anthropogene Veränderungen des Lichtklimas und ihre Auswirkungen auf Hydrophyten

Die Standorte von Hydrophyten erfahren auf unterschiedliche Weise anthropogene Veränderungen des Lichtklimas. Folgende Einflüsse sind von wesentlicher Bedeutung:

- Lichtzunahme durch Verlust uferbegleitender Gehölze
- Übermäßige Beschattung durch gepflanzte Gehölze
- Lichtverlust durch Hydrophyten in strömungsarmen Zonen
- Lichtverlust durch epiphytische Algen
- Lichtverlust durch Trübstoffe
- Lichtverlust durch Vergrößerung der Wassertiefe

4.2.1 Lichtzunahme durch Verlust uferbegleitender Gehölze

Die Beseitigung der natürlichen Auewälder oder anderer sekundärer uferbegleitender Gehölze führt zu erhöhter Sonneneinstrahlung auf den Gewässerlauf. Die absolute Zunahme des Lichtangebotes hängt von der Artenzusammensetzung und der Altersstruktur des gerodeten Waldes ab.

Im Norddeutschen Tiefland sind im wesentlichen drei Waldtypen in den Auen und anmoorigen Randbereichen der Bäche und kleineren Flüsse vertreten. Die weiteste Verbreitung erreicht der Traubenkirichen-Eschen-Auewald (*Pruno-Fraxinetum*), der auf Sanden stockt. Auf quelligen, anmoorigen Standorten tritt der Johannisbeer-Schwarzerlenwald (*Ribo sylvestris-Alnetum glutinosae*) auf. Die Auenwälder sind nicht immer eindeutig gegenüber Bruchwäldern abgrenzbar. Besonders auf den sehr nährstoffarmen Sanden der Südheide, treten in den Bachniederungen auf nährstoffarmen Torfböden lichte Birkenbruchwälder (*Betuletum pubescentis*) bis an den Rand der Gewässer heran.

Lichtmessungen (s. Tab. 2) in bachbegleitenden Auen- oder Bruchwäldern mit natürlichen oder naturnahen Strukturen zeigen, daß es sich um Wälder mit einem relativ hohen Lichtanteil am Boden handelt. Dies drückt sich vielfach in einer dichten Kraut- und Strauchschicht aus.

Lichtmessungen ergeben der Vielfalt der Strukturen große Unterschiede im Lichtgenuß [L%] am Waldboden oder an der Wasseroberfläche der Waldbäche. Die Werte für den Lichtgenuß liegen im Bereich zwischen 51 % und 5 %. Lichtgenuß [L%] bei Waldstandorten ist der prozentuale Anteil der Lichtenergie am Wuchsort im Wald, bezogen auf die verfügbare Lichtenergie außerhalb des Waldes.

Für die Lichtverhältnisse in den von Wald umgebenen Bächen ist die Altersstruktur des Waldes und die Struktur des Gewässerlaufs von entscheidender Bedeutung. Einheitlicher Altersaufbau eines aufgeforsteten Waldes in Kombination mit einem geradlinigen Verlauf des Bachbettes zeigt den durchschnittlich geringsten Lichtgenuß an der Wasseroberfläche. Den höchsten Lichtgenuß erreichen Standorte in Auewäldern mit sehr inhomogener Altersstruktur, durch die der Bach in einem Gerinnebett mit wechselnder Breite und Richtung verläuft.

Naturnahe Fließgewässerabschnitte mit typischer Begleitvegetation, an denen Untersuchungen der Lichtverhältnisse durchgeführt werden können, sind fast nur noch an kleinen Bächen bzw. quellenahen Oberläufen zu finden.

Standorte, an denen der Lichtgenuß am Boden über 10 % beträgt, weisen regelmäßig Hydrophytenbewuchs auf. In Abhängigkeit von der Karbonathärte des Wassers treten in den Oberläufen der Bäche im wesentlichen drei unterschiedliche Gesellschaften auf.

In karbonatreichen, flachen, rasch fließenden, beschatteten Bächen des Berg- und des Tieflandes dominiert die Gesellschaft des Flutenden Merck (*Ranunculo-Sietum erecti-submersi*). Je nach Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe und Lichtgenuß treten unterschiedlich artenreichen Ausbildungen auf. Häufig füllen weitgehend einartige, submerse Bestände von *Berula erecta* die Oberläufe der Bäche in ihrer gesamten Breite aus, die in wechselndem Umfang von submers flutenden Arten der Bachröhrichte begleitet werden.

Tabelle 2: Lichtgenuß [L %] am Boden bzw. an der Wasseroberfläche in bachbegleitenden Auewäldern und Anpflanzungen während der Vegetationsperiode

gewässerbegleitende Struktur	Lichtgenuß [L %]
naturnaher Birkenbruchwald	5 - 51
naturnaher Traubenkirschen-Eschen-Auewald	5 - 45
ca. 10-jährige, dichte Reihenpflanzung von Silberweiden	5 - 35
ca. 10-jährige, dichte Reihenpflanzung von Erlen	5 - 9

Für die kalkarmen, oligo- bis mesotrophen, sommerkalten Fließgewässer der nordwestdeutschen pleistozänen Sandgebiete, den Forellenbächen des Flachlandes im Wuchsgebiet des Quercion robori-petraeae, ist die Hakenwasserstern-Tausendblatt-Gesellschaft (*Callitricho hamulatae*-Myriophylletum alterniflori) kennzeichnend. Die auf weiten Strecken vom Grundwasser gespeisten Bäche sind ganzjährig klar. Die artenarme Assoziation wird im wesentlichen durch *Callitriche hamulata* und *Myriophyllum alterniflorum* aufgebaut. Die Gesellschaft verträgt Beschattung und ist wintergrün. Im östlichen Niedersachsen kommt die Assoziation in Heidebächen, wie Örtze oder Lutter vor.

In sand-oligotrophen, kaltstenothermen, strömungsreichen, beschatteten und schmalen Oberläufen von Heidebächen gibt es einige wenige Vorkommen einer wintergrünen Zwiebel-Moorflut-Binsengesellschaft. Die Bestände wurden erstmals von STEUSLOFF (1939) erwähnt und später von PREISING et al. (1990) als Subassoziation des *Callitricho hamulatae*-Myriophylletum alterniflori aufgefaßt. Diese Gesellschaft wird durch die oligotraphen Arten *Isolepis fluitans* und *Juncus bulbosus* f. *fluitans* gekennzeichnet und von *Callitriche hamulata*, *Glyceria fluitans* ssp. *fluitans* sowie *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* begleitet. Die typische Artenkombination ist in der Tabelle 3 der Aufnahme 10 zu entnehmen. Die Gesellschaft ist aufgrund der Empfindlichkeit von *Isolepis fluitans* gegenüber Verschmutzung und Störung stark gefährdet (vgl. HAEUPLER et al. 1983). Die Physiognomie der Gesellschaft wird durch die in der Strömung flutenden Schwaden von *Isolepis fluitans* und *Juncus bulbosus* bestimmt, zu denen mit wechselnder Mächtigkeit andere Arten, wie *Glyceria fluitans* ssp. *fluitans* oder *Callitriche hamulata*, hinzutreten können.

Tabelle 3: *Juncus bulbosus*-*Isolepis fluitans*-Gesellschaft

Aufnahme Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Aufnahmefläche [m²]	6	8	4	4	6	4	4	6	5	9	8
Veg. Bedeckung [%]	90	95	85	90	75	90	35	75	95	65	95
Strömung [cm/s]	36	36	39	41	38	42	36	37	34	39	42
Artenzahl	3	4	4	4	3	4	6	7	7	6	5
<i>Isolepis fluitans</i>	4	3	2	4	2	2	3	1	3	3	3
<i>Juncus bulbosus</i>	3	2	5	2	4	2	1	4	3	2	1
<i>Callitriche hamulata</i>	1	4	+	1	.	3	1	2	3	2	2
<i>Callitriche platycarpa</i>	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.
<i>Sparganium emers.</i> ssp. f.	.	.	.	.	.	.	+	1	2	2	4
<i>Glyceria fluitans</i> ssp. f.	.	.	.	1	2	3	+	1	+	1	+
<i>Potamogeton alpinus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.
<i>Batrachospermum spec.</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	1	.	.

Bei einer Strömung von 35-42 cm/s wird das sandige Bachbett fast flächendeckend von der Gesellschaft eingenommen. *Sparganium emersum ssp. fluitans* kennzeichnet Standorte mit Fließgeschwindigkeiten von 15-40 cm/s. In sehr schattigen Abschnitten oder bei Strömung von 40-45 cm/s dominiert häufig *Glyceria fluitans ssp. fluitans*, während die begleitende *Callitriche hamulata* lichtere Abschnitte bevorzugt. Das Auftreten der Alge *Batrachospermum spec.* ist ein Indikator für die Kaltstenothermie der Gewässer.

Besonders die beiden Gesellschaften der oligo- bis mesotrophen Sandbäche reagieren auf Störungen empfindlich. Bei vermehrter Sonneneinstrahlung nach Lichtung oder Beseitigung der uferbegleitenden Gehölze, in Kombination mit zunehmender Eutrophierung, werden diese Gesellschaften von der lichtbedürftigen Gesellschaft des Pinselblättrigen Hahnenfuß (*Callitriche-Ranunculetum penicillati*) verdrängt.

Das *Callitriche-Ranunculetum penicillati* ist subatlantisch verbreitet, besiedelt bevorzugt karbonatarme bis karbonatfreie Bäche und Flüsse, die mehr oder weniger rasch fließendes, klares und oft sommerkühles Wasser mit Tiefen von 0,3 bis 1 m aufweisen. Seltener tritt sie in mäßig verschmutzten, karbonatreichen Gewässern auf. In den Mittel- und Unterläufen der größeren Flüsse fehlt die Gesellschaft weitgehend. Neben Vorkommen in den Mittelgebirgen liegt ein Verbreitungsschwerpunkt im Bereich der pleistozänen Sandgebiete des Tieflandes.

Das *Callitriche-Ranunculetum penicillati* ist in Abhängigkeit von den Lichtverhältnissen zwei- bis dreischichtig aufgebaut und bildet ein mehr oder weniger dichtes Mosaik aus den Schwaden der beteiligten Arten. Die Physiognomie der Gesellschaft wird durch die kräftig grünen Schwaden von *Ranunculus penicillatus* und *Ranunculus peltatus* bestimmt, die in der Strömung flottieren.

Die Gesellschaft ist siderotolerant, d.h. sie verträgt hohe Konzentrationen von gelöstem Eisen sowie nennenswerte Auflagerungen von Fe-Oxiden bzw. Fe-Hydroxiden. In klaren Fließgewässern ist *Ranunculus peltatus* wintergrün, nicht dagegen in stärker getrübbten, schwebstoffreichen Gewässern.

4.2.2 Übermäßige Beschattung durch gepflanzte Gehölze

Aus unterschiedlichen Gründen wird gegenwärtig an Bächen und Flüssen die Anpflanzung von Gehölzen betrieben. Die galerieartige Bepflanzung orientiert sich am Bach-Eschenwald (*Carici remotae-Fraxinetum*) bzw. Schwarzerlen-Galeriewald (*Stellario-Alnetum*) des Berglandes und am Traubenkirschen-Eschen-Auwald (*Pruno-Fraxinetum*) des Tieflandes, ohne jedoch deren Artenvielfalt und Struktur zu erreichen.

Je nach Dichte der Pflanzung und Art der Gehölze kommt es zu unterschiedlich starken Auswirkungen auf die Hydrophyten. Häufig werden derartige Pflanzmaßnahmen an kanalisiert, begräbten Bächen der Flurbereinigungsflächen durchgeführt. Das Gerinnebett weist z.T. über Kilometer einen einheitlichen Querschnitt auf, der auch an Biegungen keine Aufweitung erfährt. Dicht, beidseitige und monotone Bepflanzung mit Erle (*Alnus glutinosa*) führt zu weitgehendem Lichtentzug in den Gewässern (s. Tab. 2). Ein Aufkommen von Hydrophyten wird verhindert. Das Resultat sind vegetationsfreie Bäche, die nur einen geringen Unterhaltungsaufwand erfordern. Ein solcher Zustand hat mit der Lichtsituation von Gewässern, die durch natürliche oder naturnahe Auenwälder verlaufen, keine Gemeinsamkeit. Zudem sind dichte, ufernahe Erlenbestände wegen der düngenden Wirkung des Laubes von *Alnus glutinosa* nicht unproblematisch für den Nährstoffhaushalt der Bäche. Das Laub gelangt mit dem Laubabwurf im Herbst in großem Umfang in die Gewässer, wird dort sehr rasch abgebaut und setzt in der Folge eutrophierend wirkende Stickstoffverbindungen frei.

Bezogen auf den Grad der Naturnähe werden durch die monotonen Anpflanzungen keine positiven Effekte erzielt. Aus landespflegerischer Sicht wirken sich die gewässerbegleitenden Erlenanpflanzungen bestenfalls förderlich auf die Gliederung der ausgeräumten Landschaft aus.

4.2.3 Lichtverlust durch Hydrophyten in strömungsarmen Zonen

Das Lichtklima in Fließgewässern wird durch die Einschaltung strömungsarmer Zonen in unterschiedlicher Weise beeinflusst. Einerseits könne sich bei geringer oder fehlender Strömung Schwimmdecken aus Wasserpflanzen bilden, andererseits dringen bei geringer Wassertiefe die Röhrichte in die Wasseroberfläche vor.

Die phytogene Beschattung des Gewässergrundes durch Röhrichte und Schwimmdecken führt zu bedeutenden Strahlungsverlusten. Besonders Lemniden und nymphaeide Formen, die auf der Wasseroberfläche schwimmen oder direkt unterhalb flottieren, rufen mit ihren Blatt- oder Sproßflächen eine unterschiedlich starke Beschattung der unter ihnen liegenden Bereiche hervor.

Untersuchungen zum Lichtgenuß [L%] unterhalb an der Wasseroberfläche flottierender geschlossener Hydrophytenbestände zeigen die verschiedenen Intensitäten der Lichtabsorption (s. Tab. 4).

Tabelle 4: Lichtgenuß [L %] unter dichten Hydrophytenbeständen

Art	Lichtgenuß [L %] in 20 cm Wassertiefe
<i>Lemna minor</i> / <i>Spirodela polyrhiza</i>	5 – 0,5
<i>Ranunculus penicillatus</i>	10 – 1
<i>Potamogeton pectinatus</i>	15 – 5
<i>Potamogeton lucens</i>	25 – 15
<i>Potamogeton natans</i>	30 – 25

Großflächige, geschlossene *Lemna*-Decken sind in Bächen und Flüssen weitgehend auf Stillwasserbereiche beschränkt. Sie treten besonders im Bereich von künstlichen Stillwasserzonen, oberhalb von Wehren oder Sohlswellen auf. Bei verminderter Wasserführung und verringerter Strömungsgeschwindigkeit, sind für *Lemna minor* in den warmen Sommermonaten günstige Bedingungen für eine Massenausbreitung gegeben. Messungen des Lichtgenußes [L%] unterhalb von *Lemna*-Decken zeigen deutlich, daß schon ihr temporäres Auftreten von besonderer standörtlicher Bedeutung ist. Submerse Hydrophyten werden ausgedunkelt, da schon in 20 cm Wassertiefe nur noch 5 bis 0,5 % des Oberflächenlichtes vorhanden sind. Für die Hydrophyten eutropher Fließgewässer hat eine derart starke Lichtabsorption erkennbare Konsequenzen. Bei anhaltender Beschattung kommt es zum Zusammenbruch der submersen Wasservegetation. Besonders empfindlich reagiert das *Potamogetonum lucentis*, weniger empfindlich das *Sparganio-Potamogetonum pectinati*.

Gegenüber den *Lemna*-Decken ist die lichtabsorbierende Wirkung der anderen Hydrophytenarten geringer. Von den untersuchten Arten gelangt nur das Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*) in weitgehend ausgebauten Fließgewässern mit geringer Standortdiversität zu einer Massenausbreitung, die sich durch Schattenwurf negativ auf die Ausbreitung lichtliebender Hydrophyten auswirkt; es entstehen einschichtige und überwiegend einartige Vor-

kommen der Kammlaichkraut-Gesellschaft (Sparganio-Potamogetonetum pectianti). Demgegenüber sind gut ausgebildete Bestände des Glänzenden Laichkrautes (*Potamogeton lucens*) und des Schwimmenden Laichkrautes (*Potamogeton natans*) sehr viel lichtdurchlässiger und ermöglichen in der Regel einen mehrschichtigen Aufbau der Hydrophytenvegetation.

4.2.4 Lichtverlust durch epiphytische Algen

Eine Folge der Eutrophierung unserer Fließgewässer ist die übermäßige Produktion von Phytomasse bei Makro- und Mikrophyten. Besonders die Massentwicklung epiphytischer Algen wird begünstigt.

Hohe Nährstoffkonzentrationen beeinflussen in diesem Fall nicht nur den Stoffwechsel der submersen Makrophyten direkt, sondern wirken auch indirekt über das verstärkte Wachstum epiphytischer Algen, die den Makrophyten durch Überwachsen photosynthetisch aktiver Sproßteile Licht entziehen. Nach Angaben von IMHOFF & IMHOFF (1972) tritt bei Nährstoffkonzentrationen, die 0,01 mg/l Gesamt-Phosphat und 0,3 mg/l anorganischem Stickstoff übersteigen, in Kombination mit Strömungsgeschwindigkeiten, die 30 cm/s unterschreiten, und bei ausreichendem Lichtangebot, ein verstärktes Algenwachstum auf.

Wie mehrjährige Untersuchungen zeigen, sind besonders Wasserpflanzenarten mit fein gefiederten Unterwasserblättern, wie *Ranunculus peltatus*, *Ranunculus penicillatus* oder *Myriophyllum alterniflorum*, durch eine Überwucherung von epiphytischen Algen gefährdet. Mit zunehmender Eutrophierung werden insbesondere die batrachiden *Ranunculus*-Arten durch den Algenaufwuchs gestört.

In Gewässerabschnitten, in denen die Konzentrationen von Gesamtphosphat 0,3 mg/l und von Gesamtstickstoff 2 mg/l übersteigen, erreicht das Trockengewicht fädiger epiphytischer Grünalgen etwa 70 % des Trockengewichtes der von ihnen besiedelten Unterwasserblätter von *Ranunculus peltatus*. Ein Vergleich mit anderen vergesellschafteten Arten zeigt deutliche Unterschiede in der Intensität der Besiedlung durch Algen (s. Tab. 5). Übermäßiger Algenaufwuchs bei Abwasserbelastung ist eine Ursache für den Rückgang der Gesellschaften, die von Arten mit feinfiedrigen Unterwasserblättern aufgebaut werden.

Tabelle 5: Intensität der Besiedlung unterschiedlicher submerser Wasserpflanzenarten eines Gewässerabschnittes mit epiphytischen Grünalgen

Art	Prozentualer Anteil des Trockengewichts epiphytischer Grünalgen bezogen auf das Trockengewicht der besiedelten Unterwasserblätter
<i>Ranunculus peltatus</i>	30 - 70 %
<i>Callitriche platycarpa</i>	5 - 20 %
<i>Sparganium emersum</i> ssp. <i>fluitans</i>	0,5 - 5 %

4.2.5 Lichtverlust durch Trübstoffe

Trübstoffe verringern durch Streuung und Absorption das Lichtangebot in Gewässern und limitieren so die Verbreitung der vom Lichtangebot abhängigen Hydrophyten. Die im Wasser suspendierten Trübstoffe entstammen geogenen, biogenen bzw. anthropogenen Quellen. Das anorganische Material wird als Tripton, das unbelebte organische Material als Detri-

tus und das lebende organische Material als Plankton bezeichnet. Die mengemäßigen Anteile von Tripton, Detritus und Plankton an der gesamten Schwebstoff-Fracht weisen regionale und jahreszeitlich bedingte Schwankungen auf. Doch handelt es sich bei den vom Wasserkörper mitgeführte Feststoffen gewichtsmäßig überwiegend um Tripton als Produkt von Erosionsprozessen. Die anthropogene Erosion stellt einen wesentlichen Belastungsfaktor für die Fließgewässer dar. Starke Bodenerosion ist in Mitteleuropa eine Folge der intensiven Landnutzung, bedingt durch die Zerstörung der Vegetationsdecke. Gegenüber geringen Bodenverlusten durch Oberflächenerosion unter einer geschlossenen Vegetationsdecke, gelangt auf geneigten, vegetationsfreien oder nur gering mit Vegetation bedeckten Oberflächen fast die Hälfte des Niederschlages zum Abfluß und kann so zur Oberflächenerosion beitragen. Unter natürlichen Bedingungen ist für den mitteleuropäischen Raum mit seinem gemäßigten Klima und ständiger Vegetationsbedeckung nur mit relativ geringen Erosionsraten zu rechnen (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). Weiterhin resultiert Tripton aus Feststoffen, die über Kläranlagen sowie die Regenwasser-Kanalisation in die Gewässer gelangen und einen Anteil von etwa 10-15 % an der Gesamtschwebstoff-Fracht in der Bundesrepublik ausmachen (HELLMANN 1986).

Detritus ist der aus Organismenresten und Kolloiden bestehende Schwebstoffanteil. Im Zuge von Selbstreinigungsprozessen kommt es zum Abbau abgestorbener Organismen und anderer organischer Substanzen durch Destruenten. Es resultiert flockiger Detritus, der trotz eines geringen Gewichtsanteils an der gesamten Trübstoff-Fracht durch sein großes Volumen eine deutliche Trübung hervorruft. Anthropogene Anteile resultieren aus ungenügend geklärten organischen Abwässern. Da die Bildung von Detritus u.a. vom Umfang der abbaufähigen Biomasse, und diese von der Trophie abhängt, verursacht letztlich die Eutrophierung einen Teil der Trübung unserer Fließgewässer. Plankton, als sichtbar trübender Schwebstoffanteil, hat fast nur in Fließgewässern mit geringer Strömung größere Bedeutung.

Im östlichen Niedersachsen treten Fließgewässer mit unterschiedlich starker, durch Trübung verursachter Lichtabsorption auf (s. Tab. 6).

Bäche und kleine Flüsse der Heide mit überwiegend sandigen Einzugsgebieten führen klares Wasser. Stärkere Trübungen treten nur kurzzeitig bei Hochwässern auf. Der Lichtgenuß [L%] am Gewässergrund geht, bedingt durch die durchschnittlich geringe natürliche Wassertiefe, nur in Kolken oder Rinnen soweit zurück, daß eine Besiedlung durch Hydrophyten unmöglich wird. Werden aber vor Wehren Wassertiefen von deutlich über 1,5 Metern erreicht, dann fehlt ein Bewuchs von Makrophyten.

Die Fließgewässer aus Einzugsgebieten mit bindigen, feinklastischen Böden wie Lehm, Mergel oder Löß weisen überwiegend eine leichte bis starke Trübung auf. Die Intensität der Trübung ist von Niederschlagsereignissen und der Abflußmenge abhängig. Der Lichtgenuß [L%] am Gewässergrund ist wegen der wechselnden Intensität der Trübung sehr unterschiedlich.

Tabelle 6: Durchschnittlicher prozentualer Lichtverlust auf 10 cm Wassertiefe bei mittlerer Wasserführung

	Lichtverlust auf 10 cm Wassertiefe [%]
- Bäche sandiger Einzugsgebiete	
Auter	8,6 %
Lutter	5,9 %
Lachte	7,4 %
- Bäche tonig-schluffiger Einzugsgebiete	
Else	15,0 %
Emmer	16,0 %

In vielen Bächen und Flüssen ist im Längs- und Querprofil eine enge räumliche Abfolge zwischen weitgehend verödeten und von Hydrophyten besiedelten Abschnitten zu beobachten. Die Gewässerabschnitte zeigen in bezug auf Fließgeschwindigkeit, Ausbildung des Untergrundes, hydrochemische Beschaffenheit oder Umfang der Gewässerunterhaltung keine signifikanten Unterschiede. Gemeinsam ist den vegetationsfreien Abschnitten nur ein überdurchschnittliche Wassertiefe bzw. Wassertrübung.

Es gibt in Norddeutschland im wesentlichen zwei Hydrophytengesellschaften, die Bäche und Flüsse mit stärkerer Trübung dauerhaft besiedeln können. Die Extremstandorte im aquatischen Milieu sind durch Artenarmut bei gleichzeitiger Massenentwicklung weniger Arten gekennzeichnet, wie der submersen Form der Teichrose (*Nuphar lutea*) oder dem Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*).

Die Gesellschaft des Kammlaichkrautes (*Sparganio-Potamogetontum pectinati*) wird durch die gutwüchsigen flutenden Schwaden des Kammlaichkrautes charakterisiert, das in nährstoffreichen Gewässern optimale Wuchsbedingungen vorfindet. Sie ist aufgrund der zunehmenden Eutrophierung und Trübung inzwischen in stark eutrophen, mäßig bis schnell strömenden, breiten Bächen und Flüssen des Norddeutschen Tieflandes und der Mittelgebirge weit verbreitet (vgl. u.a. HILBIG 1971; H.E. WEBER 1976; WEBER-OLDECOP 1977; POTT 1980; WIEGLEB & HERR 1984).

Bedingt durch die hohen Deckungsgrade von *Potamogeton pectinatus*, treten häufig Dominanzbestände auf, zu denen in nur geringer Individuenanzahl *Sparganium emersum* ssp. *fluitans*, *Potamogeton crispus*, *Myriophyllum spicatum* sowie andere Fließwassermodifikationen von Hydro- und Helophyten hinzutreten.

Die vergleichsweise starke Resistenz gegenüber Wassertrübung beruht auf der Wuchsform von *Potamogeton pectinatus*. Die Art bildet dichte, langgestreckte Schwaden, die knapp unter der Wasseroberfläche horizontal in der Strömung fluten (s. Abb. 1). Aus dieser Wuchsform resultiert für die Individuen auch in trübem Wasser ein relativ hoher Lichtgenuß, da sich ein wesentlicher Teil der oberirdischen Phytomasse unmittelbar unterhalb der Wasseroberfläche befindet.

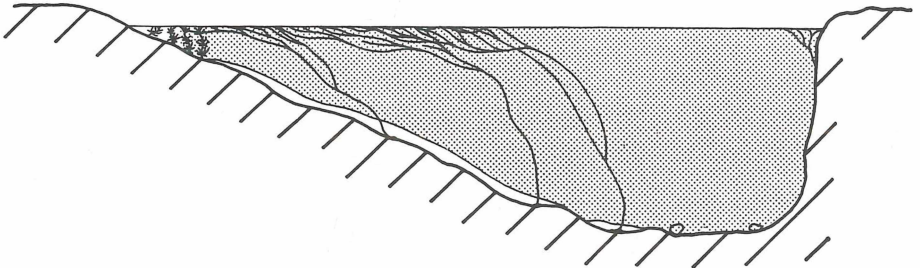


Abb. 1: Verteilung der Phytomasse von *Potamogeton pectinatus* in einem rasch strömenden, trüben Fließgewässer

Die zweite Gesellschaft der überwiegend trüben Fließgewässer ist die weitgehend submerse Igelkolben-Teichrosen-Gesellschaft. Die typische Artenkombination ist in Tabelle 7 durch Aufnahme 5 dokumentiert. Die Aufnahmen stammen aus den Flüssen Else, Ems und Meerbach.

Die überwiegend ganzjährig untergetauchten Bestände werden von *Nuphar lutea* f. *submersa* und *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* geprägt. *Nuphar* vermag mit ihren weichen, salatartigen Unterwasserblättern in eutrophen Bächen und Flüssen mit mäßiger Strömungsgeschwindigkeit großflächige, einschichtige Bestände auszubilden.

Der Standort der Gesellschaft ist durch eine Kombination von andauernder Wassertrübung und relativ gleichmäßiger Strömung gekennzeichnet. Die Strömungsgeschwindigkeit beträgt im Durchschnitt 20-30 cm/s. In Gewässern unter 3 m Breite und unter 40 cm Wassertiefe ist die Gesellschaft nur selten ausgebildet. Sie kann als Ersatzgesellschaft für großblättrige Laichkraut-Gesellschaften angesehen werden, die sie bei ungünstigen Lichtverhältnissen vertritt, und mit denen sie verzahnt sein kann.

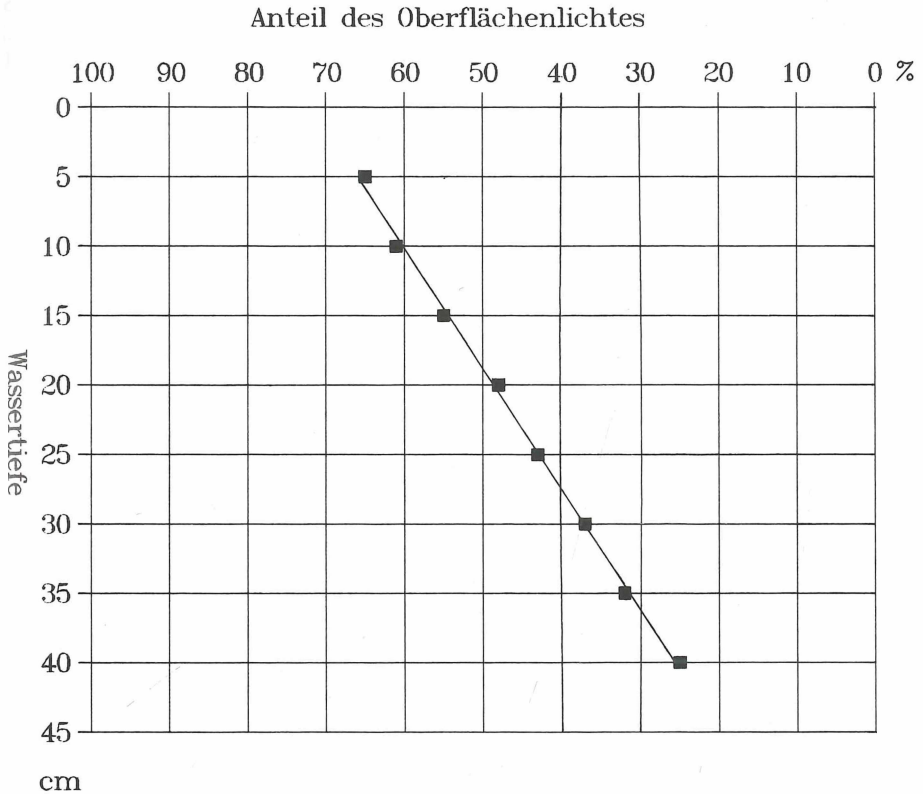


Abb. 2: Anteil des Oberflächenlichtes in Abhängigkeit von der Wassertiefe im ganzjährig trüben Wasser der Else bei Bünde

Ausschlaggebend für das Vorkommen der Gesellschaft ist die geringe Lichtbedürftigkeit von *Sparganium emersum ssp. fluitans* und *Nuphar lutea*. Messungen der Lichtverhältnisse an einem Standort der Gesellschaft in der Else bei Bünde zeigen die starke Absorption des Lichtes bei normaler Wasserführung (s. Abb. 2).

Die Unterwasserblätter von *Nuphar* sind ganzjährig ausgebildet, mit einer Reduzierung der Phytomasse im Winter. Eine ganzjährige Vegetationsperiode ist an Standorten mit mangelhaftem Lichtgenuß vorteilhaft, da durch die ständige Präsenz der Submersblätter ganzjährig Photosynthese betrieben werden kann und gleichzeitig konkurrierende Arten ausgedunkelt werden.

Tabelle 7: *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* – *Nuphar lutea* f. *submersa* Bestände

Aufnahme Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Aufnahmefläche [m ²]	50	90	50	50	40	50	80	50	40	60
Veg. Bedeckung [%]	70	80	70	85	90	30	80	60	60	80
Strömung [cm/s]	13	27	19	17	25	8	13	15	5	7
Artenzahl	4	2	5	4	5	1	1	1	2	2
<i>Nuphar lutea</i> f. <i>submersa</i>	5	5	3	4	5	3	5	4	4	5
<i>Nuphar lutea</i>	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sparganium emersum</i> ssp.f.	2	1	2	2	1	.	.	.	2	1
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	.	.	1	+	+	.	.	.	.	.
<i>Myriophyllum spicatum</i>	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.
<i>Elodea canadensis</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Callitriche platycarpa</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cladophora spec.</i>	1	.	.	+	1	.	.	.	.	.

4.2.6 Lichtverlust durch Vergrößerung der Wassertiefe

Da die Lichtintensität durch Absorption im Wasser proportional zur zurückgelegten Wegstrecke abnimmt, führt eine Wasserspiegelerhöhung zu einer Verringerung des Lichtangebotes am Gewässergrund. Ursachen für anhaltende Wasserspiegelerhöhungen sind das Aufstauen von Gewässern und die Vertiefung der Gewässersohle, bzw. die Verringerung des Gewässerquerschnittes. Auch die Ausbildung einer leicht eingetieften Rinne im Bereich des Stromstrichs, die meist den tiefsten Punkt des Gewässerbettes bildet, kann zu mangelndem Lichtgenuß führen, der zusammen mit der Strömung eine dauerhafte Ansiedlung von Gewässermakrophyten verhindert.

Je nach Umfang der ständigen Wassertrübung wirkt sich eine Erhöhung des Wasserspiegels unterschiedlich stark aus. Abbildung 3 zeigt die Lichtabsorption in niedersächsischen Fließgewässern mit unterschiedlichen Trübungsgrad. Dargestellt ist die durchschnittliche Abnahme der Lichtintensität mit der Wassertiefe. Für klare bis sehr schwach getrübte Fließgewässer ergibt sich ein durchschnittlicher Lichtverlust im sichtbaren Spektralbereich von 7 % auf 10 cm Wassersäule, wobei das Minimum 4,2 % und das Maximum 9,3 % beträgt. Demgegenüber ist in trüben bis sehr trüben Gewässern mit durchschnittlich 15 % Lichtverlust auf 10 cm Wassersäule zu rechnen, wobei das Minimum bei 11,5 % und das Maximum bei 28,9 % liegt.

Eine Wasserspiegelerhöhung um nur 10 cm führt in einem klaren Gewässer durchschnittlich zu 7 % weniger Lichtgenuß. Die gleiche Erhöhung des Wasserstandes kann in einem trüben Fluß einen Lichtverlust von über 25 % bewirken. Da durch Reflexion an der Wasseroberfläche Lichtverluste von 20-25 % auftreten (REMY 1991), ergeben sich für relativ klare Fließgewässer maximale Besiedlungstiefen von etwa 120 cm. In trüben Bächen und Flüssen ist die Untergrenze der Besiedelbarkeit bereits bei 53 cm erreicht. Bei starker Trübung kann sich der durchlichtete Bereich auf die obersten 20-30 cm Wassertiefe beschränken. Tiefere Bereiche sind in der Regel wegen Lichtmangel nicht von submersen Makrophyten besiedelt.

Bei steil abfallenden Ufern, wie sie häufig bei technisch ausgebauten Gewässern zu finden sind, bedeutet der tiefenabhängige Lichtverlust eine starke Einschränkung der durch Wasserpflanzen besiedelbaren Bereiche. Häufig kann nur ein wenige Dezimeter breiter, uferparalleler Streifen von der Wasservegetation besiedelt werden.

Anteil des Oberflächenlichtes

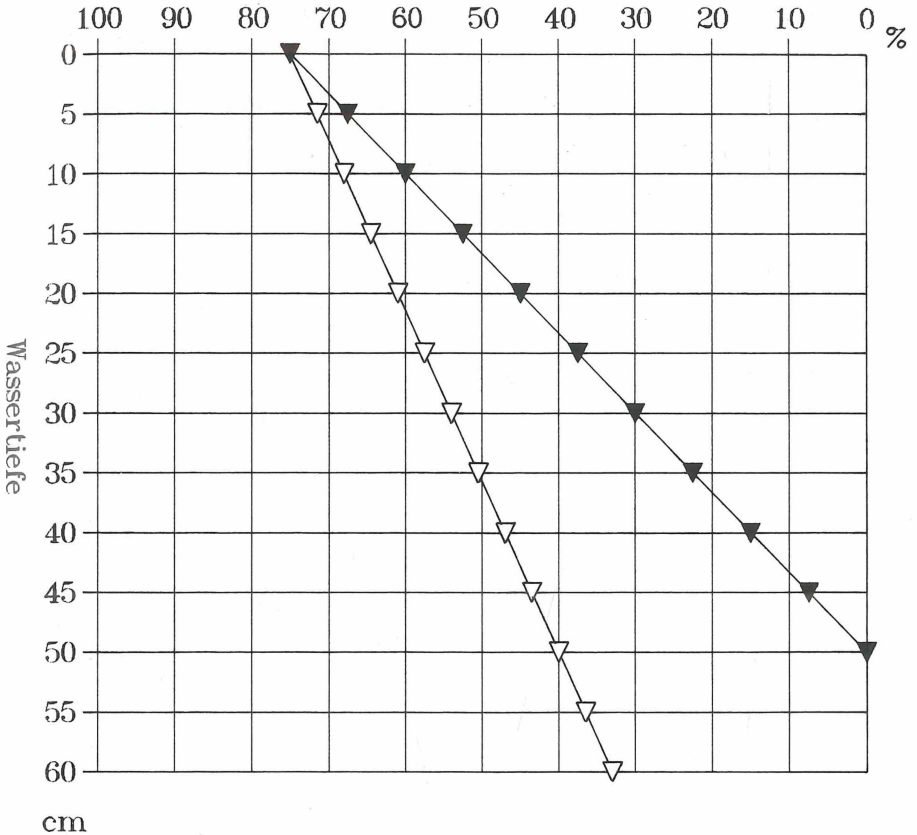


Abb. 3: Durchschnittlicher prozentualer Anteil des Oberflächenlichtes in Abhängigkeit von der Wassertiefe in klaren (offenes Dreieck) bzw. trüben (schwarzes Dreieck) Fließgewässern Norddeutschlands

5. ASPEKTE DER HISTORISCHEN ENTWICKLUNG ANTHROPOGENER EINFLÜSSE AUF FLIESSGEWÄSSER UND IHRE VEGETATION

Natürliche Pflanzengesellschaften entwickeln sich aus der Konkurrenz oder Koexistenz zwischen den Arten zu stabilen Gemeinschaften, die dem Standort angepaßt sind. Ihr Artenreichtum, die Diversität, ist, wie Beobachtungen und Messungen zeigen, wesentlich von den chemischen und physikalischen Bedingungen der Standorte abhängig. Die Standortbedingungen, und mit ihnen die zugehörigen Gesellschaften, waren und sind einem Wandel unterworfen.

Zur historischen Entwicklung der Fließgewässer und ihrer Vegetation liegen nur relativ wenige gesicherte Erkenntnisse vor (vgl. neue Zusammenstellung bei POTT 1990). Aufgrund der häufigen erosiven Verlagerung der Gewässerläufe sind vegetationsgeschichtlich auswertbare Ablagerungen, im Gegensatz zu Stillgewässern, kaum vorhanden. Es ist sicher, daß der allgemeine anthropogene Einfluß in Quantität und Qualität im Laufe der Zeit zugenommen hat. Dieser drückt sich sowohl in einer Veränderung der Wasserqualität als auch in zunehmenden Eingriffen in die Morphologie und topographische Lage der Bäche und Flüsse

aus. Die Nutzung der Fließgewässer in ihrer heutigen Intensität ist ein Phänomen des 19./20. Jahrhunderts. Kleinere Fließgewässer waren, wie Kartenmaterial aus dem 18. Jahrhundert zeigt, noch zu dieser Zeit nur relativ geringem Nutzungsdruck ausgesetzt. Hier kamen insbesondere Nutzung der Wasserkraft und Berieselung von Grünland in Betracht sowie Fischerei und in bestimmten Gewässern die Gewinnung von Flußperlen. Soweit Kartenmaterial des 18. Jahrhunderts vorliegt, sind Vergleiche in bezug auf Laufveränderungen sowie Nutzung der umgebenden Aue möglich. Während die Karteneintragungen bezüglich der Nutzung als recht zuverlässig gelten, muß bei den hier betrachteten kleinen Fließgewässern mit Ungenauigkeiten oder Willkürlichkeiten bei der kartographischen Darstellung des Verlaufs gerechnet werden (vgl. ENGEL 1959). Daten zur Wassergüte fehlen völlig, sie kommen erst mit der Einführung des Saprobien-systems zu Beginn des 20. Jahrhunderts auf. Daten aus Veröffentlichungen der 20er/30er Jahre zeigen Kontinuitäten und Veränderungen gleichzeitig auf und belegen so besonders die Veränderungen, die Fließgewässer und ihre Vegetation in den letzten 50 Jahren erfahren haben. Bis in die Gegenwart hinein nimmt die Verschmutzung zu, gleichzeitig wurden und werden Fließgewässer zu geradlinigen Vorflutern mit einheitlichen Böschungswinkeln ausgebaut und damit ihrer vielfältigen Strukturen beraubt.

Für die Zeit bis etwa zum Mittelalter postulieren HABER & KOHLER (1972) natürliche Fließwassersysteme mit überwiegend oligotrophen Oberläufen, die mit zunehmender Lauf-länge einer natürlichen Eutrophierung unterworfen waren und wahrscheinlich eine der zunehmenden Eutrophierung entsprechende Abfolge in der Zusammensetzung der Wasservegetation aufwiesen. Für schmale Oberläufe mit Beschattung durch begleitende Gehölzvegetation können artenarme, Beschattung ertragende Gesellschaften angenommen werden, wie sie mit der *Juncus bulbosus*-*Isolepis fluitans*-Gesellschaft oder mit dem *Callitriche hamulatae*-*Myriophyllum alterniflorum* noch in einigen oligo- bis mesotrophen Sandgebieten zu beobachten sind. Während an den breiten Mittel- und Unterläufen, mit großer Wahrscheinlichkeit, auch zu diesem Zeitpunkt Standorte für lichtliebende Gesellschaften vorhanden gewesen sein müssen (vgl. auch A. KRAUSE 1978), ist dies ebenfalls für Bäche und schmale Flüsse nicht auszuschließen, wie Beobachtungen an naturnahen Auen zeigen. Es ist unwahrscheinlich, daß die natürlichen Ufergehölze die Gewässersohle aller Fließgewässer, bis zu einer Breite von etwa 6-8 m, durchgehend beschattet und so eine Hydrophyten-Vegetation weitgehend verhindert haben, wie dies u.a. von A. KRAUSE (1978) angenommen wurde. Im Gegensatz zu geradlinig ausgebauten Bächen mit dichten, beidseitigen Pflanzungen von Erlen, die in der Tat frei von Hydrophyten sind, weisen natürlich mäandrierende Bäche mit natürlichen oder naturnahen Ufergehölzstrukturen einen Wechsel von beschatteten und unbeschatteten Bereichen auf, die u.a. auf einer natürlichen Alterstruktur beruhen und durchaus punktuell eine lichtliebende Hydrophyten-Vegetation zulassen. Zudem weisen natürlich in ihrer Aue verlaufende Bäche mit geringem Gefälle oft nur unscharfe Uferlinien auf. Derartige Bäche durchströmen einen sumpfigen Auwald, der häufig relativ licht ist und bei einer natürlichen Alterstruktur mit Totholzanteilen kleinere oder größere Freiflächen aufweist. Gleiches gilt für Bäche, die durch natürliche, vorübergehend waldfreie Biber-Wiesen verliefen, wie sie von SCHOTT (1934) rezent aus Kanada beschrieben wurden. Außerdem kann für präanthropogene Bäche und kleinere Flüsse eine durchschnittlich geringere Wassertiefe und damit ein besserer Lichtgenuß in größeren Bereichen des Gewässergroundes angenommen werden, da sich zum einen Untiefen durch natürliche Sand- und Kiesbänke bildeten und zum anderen keine so starke Eintiefung der Gewässersohle eintrat, wie dies bei unseren kanalisierten Fließgewässern der Fall ist, die vielfach eine erosive Sohlenvertiefung aufweisen. Die Annahme geringer Wassertiefen gilt zumindest für Flüsse vom Typ des „braided river“. Mit dem Übergang zum mäandrierenden Fluß im Spätglazial ist zumindest bei großen Flüssen mit tiefen Rinnen und entsprechend großen Wassertiefen zu rechnen (vgl. LIPPS & CASPERS 1990).

Für die weitere Entwicklung kann vermutet werden, daß es mit dem verstärkten Vordringen des Menschen in die Auen zu einer zunehmenden Auflichtung der Ufer kam (s. CASPERS 1991), mit der Folge der stärkeren Ausbreitung lichtbedürftiger Hydrophyten. Das Nährstoffangebot wird sich weiterhin auf einem anhaltend niedrigen, d.h. weitgehend geogenen, Niveau bewegt haben, möglicherweise mit Ausnahme im Bereich frühmittelalterlicher bis frühneuzeitlicher Ballungsräume.

Die Einschaltung von Stillwasserzonen in Fließgewässer oder der unmittelbare Anschluß von Stillwasserzonen an Fließgewässer sind natürliche Vorgänge, die u.a. durch Erdbeben, Senkungen, Abschnürung von Altwässern oder durch Biberdämme hervorgerufen werden. Diese natürlichen Stillwasserzonen sind in der Gegenwart weitgehend beseitigt worden.

Mit der zunehmenden Nutzung der Wasserkraft, erst durch Mühlen oder Hammerwerke, später durch Turbinen, wurden in Bächen und Flüssen durch die Schaffung von Stauhaltungen anthropogene Stillwasserzonen geschaffen. Hier entstanden im Bereich der Fließgewässer künstliche Standorte für strömungsempfindliche Arten oder Gesellschaften.

Durch die mit der Zeit zunehmenden Eingriffe des Menschen ist mit einer fortschreitenden Verkleinerung des Areals der oligo- bis mesotraphenten Arten zu rechnen. Zudem muß mit dem Aufkommen von Handwerksbetrieben, die an das Wasser gebunden sind, wie Gerbereien mit ihren spezifischen Abwässern, auch mit ersten Verödungszonen durch toxische Verbindungen gerechnet werden.

Ab wann und in welchem Umfang eine stärkere Eutrophierung der Gewässer eingesetzt hat, die dem gegenwärtigen Zustand entspricht, kann nur vermutet werden. Ein entscheidender Schub in der Eutrophierung erfolgte durch den Einsatz phosphathaltiger Waschmittel in der Nachkriegszeit. Mit zunehmender Eutrophierung und Auflichtung wurden die Fließgewässer von einer artenreicheren, lichtliebenden und gegenüber Nährstoffen anspruchsvollen Vegetation besiedelt. KRAUSE & HARMS (1971) sprechen in diesem Zusammenhang von einer Eutrophierungs-Sukzessionsreihe. Es ist eine qualitative und quantitative Verschiebung in den Lebensgemeinschaften zu vermuten (vgl. NÜMANN 1968; HABER & KOHLER 1972; BEER 1971). Die gesamten Einzugsgebiete der Gewässer wurden verstärkt genutzt. Landwirtschaftliche Flächen drangen zunehmend in die oberen Talbereiche der kleineren Flüsse und Bäche vor. Neben der Eutrophierung kommen ab dem 19. Jahrhundert zunehmend wasserbauliche Eingriffe zum Tragen, die die Täler der größeren Flüsse und deren Lauf stark überformt haben. ROLL postulierte bereits 1938, daß es schon in einem Jahrzehnt in Mitteleuropa kaum noch ein fließendes Gewässer geben werde, das seinen natürlichen Zustand bewahrt hätte.

In der Zeit vor dem verstärkten Ausbau der Fließgewässer muß ein kleinräumiges Mosaik verschiedener Gesellschaften, je nach Einzugsgebiet unterschiedlich zusammengesetzt, in Bächen und Flüssen weit verbreitet gewesen sein, wie es heute nur noch partiell ausgebildet ist. Grundlage einer derartigen Mosaikstruktur sind die Ausbildung von Gleit- und Prallhängen sowie eine differenzierte Ausbildung des Gewässeruntergrundes und der Uferstrukturen. Das Vorhandensein derartiger Strukturen schafft in einem natürlichen Gewässer einen kleinräumigen Wechsel unterschiedlichster Standorte für Pflanzen und Tiere.

Die fortschreitende Kanalisierung der Bäche und Flüsse hat eine nivellierende Wirkung auf den Standort „Fließgewässer“ ausgeübt. Einerseits wurde durch den weitgehenden Verlust der natürlichen Auenwälder ein überwiegend einheitliches Lichtklima geschaffen, andererseits wurde das kleinräumige Nebeneinander von Bereichen unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeiten durch einen insgesamt relativ gleichmäßig durchströmten Gewässerquerschnitt ersetzt. Deutlich unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten treten nun weniger räumlich nebeneinander, sondern, bedingt durch periodisch auftretende Hochwasserabflüsse, eher zeitlich nacheinander auf.

Mit der Intensivierung der Landnutzung in den Auen, auch auf leichten Böden, ging eine zunehmende Stickstoffdüngung einher, die durch Immission aus der Atmosphäre verstärkt wurde und, zusammen mit Abwässern, zu einem verstärkten direkten oder indirekten Eintrag von Stickstoffverbindungen in die Gewässer führte. Ein Maximum des Phosphateintrages, speziell durch Waschmittel, die über unzureichend nachgeklärte Abwässer in die Fließgewässer gelangten, wurde in den 80er Jahren erreicht. Wie Messungen an verschiedenen Gewässern in den letzten Jahren zeigten, scheint der P-Eintrag durch den Einsatz P-freier Waschmittel gegenwärtig rückläufig zu sein. Die zunehmende Eutrophierung, bis hin zur Hypertrophierung, führte zu einer positiven Auslese derjenigen Arten, die hohe Nährsalzkonzentrationen ertragen oder diese sogar benötigen. Außerdem werden die Arten bevorzugt, die aufgrund ihrer Morphologie oder anderer Anpassungen die Überwucherung durch epiphytische Algen verhindern oder ertragen können, wie dies bei *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* oder *Potamogeton pectinatus* der Fall ist.

Veränderungen in der Hydrophytenvegetation wurden bisher überwiegend den obengenannten Faktoren, wie zunehmender Eutrophierung, Gewässerausbau, Räumung und zunehmendem Lichtgenuß durch Vernichtung der begleitenden Gehölze, zugeschrieben. Darüber hinaus muß auch die Trübung der Bäche und Flüsse durch Schwebstoffe als lichtlimitierender Faktor für die Hydrophyten in Betracht gezogen werden. Im Hinblick auf die Belastung der Hydrophyten-Vegetation durch Schwebstoff-Fracht können drei Phasen postuliert werden:

Eine erste Phase ist für die Zeit vor dem Beginn merklicher anthropogener Veränderungen anzusetzen, in der Sedimenttransport und Trübung nur in geogenem Umfang erfolgten, was allerdings große periodisch auftretende Trübstoff-Frachten nicht ausschließt. Auch für diese Phase ist eine, mit der Lauflänge und der Größe des Einzugsgebietes zunehmende, natürliche Trübung zu erwarten. Die Vegetation der Fließgewässer wird überwiegend klares, nur periodisch getrübbtes Wasser vorgefunden haben. Ständige Trübung ist nur für die Unterläufe tiefebeneinflußter Gewässer zu erwarten.

In einer zweiten Phase, mit zunehmender Rodung und Offenlegung der Böden, gelangten verstärkt Erosionsprodukte in die Fließgewässer. In dieser Zeit kommt es im Bereich der Auen zur Ablagerung von Auelehmen. Möglicherweise werden diese Prozesse im späten Mittelalter (14./15. Jhd.) auch durch klimatische Veränderungen, mit denen außerordentliche Starkregen einhergingen, hervorgerufen oder verstärkt (LIPPS & CASPERS 1990). Es ist anzunehmen, daß zu diesem Zeitpunkt die Vegetation der großen Flüsse, zumindest zu Zeiten mit Hochfluten, stark beeinträchtigt war, während die höher bzw. entfernter liegenden Einzugsgebiete davon nicht unbedingt betroffen sein mußten.

In der dritten und gegenwärtig anhaltenden Phase hat der anthropogene Sedimenteintrag, u.a. durch die Ausweitung des Ackerbaus bis in die Auenbereich hinein, eine weitere Steigerung erfahren. Durch die Zunahme der ackerbaulichen Nutzung der Auenbereich von Bächen und kleineren Flüssen sind bereits die Fließgewässer höchster Ordnung vielfach bis in die Bereich der Quellbäche durch Schwebstoff-Frachten und Sedimentablagerungen betroffen und verändert, wohingegen in den großen Flüssen z.T. eine Abnahme der Sedimentablagerung zu beobachten ist. Hinzu tritt nun auch noch die Trübung durch verstärkte Bildung von Detritus, als sichtbarem Ausdruck der Nährstoffüberfrachtung, die zu einem verstärkten Wachstum der Mikroorganismen und eine Zunahme ihrer Abbauprodukte in den Fließgewässer führt. Damit ist in vielen Bereichen eine Anreicherung von Arten verbunden, die gegenüber Trübung und Eutrophierung resistent sind. Wird durch einen oder durch die Kombination mehrerer auslesend wirkender Faktoren die Grenze der Belastbarkeit überschritten, kommt es zur völligen oder abschnittweisen Verödung von Fließgewässern.

6. LITERATUR

- BEER, W.-D. (1971): Über die Möglichkeiten der Ermittlung des ursprünglichen Trophiezu-
standes in Fließgewässern. *Limnologica* **8**, 253-263.
- BÖTTGER, K. (1986): Zur Frage der Ufergehölze und des Beschattungsgrades bei Bächen
des Norddeutschen Tieflandes. *Landschaft + Stadt* **18**, 128-133.
- BRUNKEN, H. (1986): Zustand der Fließgewässer im Landkreis Helmstedt: ein einfaches
Bewertungsverfahren. *Natur u. Landschaft* **61**, 130-133.
- CASPERS, G. (1991): Pollenanalytische und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen zur
Flußentwicklung an der Mittelweser im Spätglazial und Holozän. Diss. Universität Han-
nover; Hannover.
- DAHL, H.-J.; HULLEN, M.; HERR, W. ; TODESKINO, D. & WIEGLEB, G. (1989): Bei-
träge zum Fließgewässerschutz in Niedersachsen. Naturschutz u. Landschaftspflege in
Niedersachsen **18**, 1-284.
- ENGEL, F. (1959): Die Kurhannoversche Landesaufnahme des 18. Jahrhunderts; Hannover.
- GLÄNZER, U.; HABER, W. & KOHLER, A. (1977): Experimentelle Untersuchungen zur
Belastbarkeit submerser Fließgewässer-Makrophyten. *Arch. Hydrobiol.* **79**, 193-232.
- GRUBE, H.J. (1975): Die Makrophytenvegetation der Fließgewässer in Süd-Niedersachsen
und ihre Beziehung zur Gewässerverschmutzung. *Arch. Hydrobiol., Suppl.* **45**, 376-456.
- HABER, W. & KOHLER, A. (1972): Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließge-
wässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen. *Landschaft + Stadt* **4**, 159-168.
- HAEUPLER, H.; MONTAG, A.; WÖLDECKE, K. & GARVE, E. (1983): Rote Liste Gefäß-
pflanzen Niedersachsen und Bremen. Niedersächs. Landesverwaltungsamt - Fachbe-
hörde für Naturschutz - Merkblatt Nr. **18**, 1-34.
- HASLAM, S. (1971): Physical factors and some river weeds. *Proc. Eur. Weed Res. (EWRS)*
3rd int. Symp. on Aquatic Weeds 1971: 29-39.
- HELLMANN, H. (1986): Analytik von Oberflächengewässern. Thieme. Stuttgart, New York.
- HILBIG, W. (1971): Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teils der DDR,
I. Die Wasserpflanzengesellschaften. *Hercynia N.F.* **8**, 4-33.
- IMHOFF, K. & IMHOFF, K.R. (1972): Taschenbuch der Stadtentwässerung. Oldenbourg.
München.
- KOHLER, A. (1971): Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. *Ber.*
Dtsch. Bot. Ges. **84**, 713-720.
- KOHLER, A. (1975): Veränderungen natürlicher submerser Fließgewässervegetation durch
organische Belastung. *Daten und Dokumente zum Umweltschutz* **14**, 59-66.
- KOHLER, A. (1981): Die Vegetation bayrischer Fließgewässer und einige Aspekte ihrer Ver-
änderung. *Akademie für Naturschutz u. Landschaftspflege, Tagungsbericht* **5**, 6-18.
- KOHLER, A.; VOLLRATH, H. & BEISEL, E. (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung
und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener
Ebene). *Arch. Hydrobiol.* **69**, 333-365.
- KRAUSE, A. (1978): Wasservegetation. - In: OLSCHOWY, G. (ed.), *Natur- und Umwelt-*
schutz in der Bundesrepublik Deutschland. 277-281. Parey. Hamburg u. Berlin.
- KRAUSE, A. (1985): Ufergehölzpflanzungen an Gräben, Bächen und Flüssen im Flachland.
Schriftenreihe f. Vegetationskunde **17**, 1-74.
- KRAUSE, A. & HARMS, K.H. (1971): Auswirkungen industrieller Umweltbelastungen auf
die Vegetation im südlichen Saarland. *Jahresbericht 1971 der Bundesanstalt f. Vegeta-*
tionskunde, Naturschutz u. Landschaftspflege, 12-13.

- KREEB, K.H. (1990): Methoden zur Pflanzenökologie und Bioindikation. Fischer. Stuttgart.
- KUNTZE, H. (1984): Zur Stickstoff-Dynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden. DVWK-Schriftenreihe Wasser **38**, 25-37.
- LINNENKAMP, J. & HOFFMANN, M. (1990): Auswirkung von Reihenpflanzungen auf den ökologischen Zustand eines Flachlandbaches. Wasser + Boden **2**, 82-86.
- LIPPS, S. & CASPERS, G. (1990): Spätglazial und Holozän auf der Stolzenauer Terrasse im Mittelwesertal. - Eiszeitalter u. Gegenwart **40**, 111-119.
- LOHMEYER, W. & KRAUSE, A. (1975): Über die Auswirkungen des Gehölzbewuchses an kleinen Wasserläufen des Münsterlandes auf die Vegetation im Wasser und an den Böschungen im Hinblick auf die Unterhaltung der Gewässer. Schriftenreihe f. Vegetationskunde **9**, 1-105.
- LÖLF (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung NRW) (1985): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. Recklinghausen.
- MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayrischer Seen. Diss. Bot **34**, 1-195.
- NEUMANN, H. (1979): Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die aquatische Lebensgemeinschaft und die Selbstreinigung von Fließgewässern. Osnabrücker Naturw. Mitt. **6**, 123-161.
- NOBEL, W. (1980): Wirkung von Salzen und Pflanzennährstoffen auf die Vegetation limnischer Ökosysteme. Daten und Dokumente zum Umweltschutz **30**, 139-152.
- NÜMANN, W. (1968): Das Verhalten von organischer Fracht, Phosphor- und Stickstoffverbindungen in einem Flußlauf nach Eintrag durch häusliche und industrielle Abwässer, sowie durch landwirtschaftliche Düngung (Bodensee-zufluß Schussen). Arch. Hydrobiol. **64**, 377-399.
- ODUM, E.P. (1980): Grundlagen der Ökologie I und II. Thieme. Stuttgart.
- POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpflvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht - Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. Abhandlungen Landesmus. f. Naturkunde **42**, 1-156.
- POTT, R. (1990): Grundzüge der Typologie, Genese und Ökologie von Fließgewässern Nordwestdeutschlands. Natur- und Landschaftskunde **26**, 25-32 und 55-62.
- PREISING, E.; VAHLE, H.-C.; BRANDES, D.; HOFMEISTER, H.; TÜXEN, J. & WEBER H.E. (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme - Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. **20**, 47-161.
- RASPER, M.; SELLHEIM, P. & STEINHARDT, B. (1991): Das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem - Grundlagen für ein Schutzprogramm. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. **25**, 1-306.
- REMY, D. (1991): Vergleichende pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen an Fließgewässern ausgewählter Naturräume Nordwestdeutschlands. Diss. Universität Hannover; Hannover.
- REMY, D. (1992): Hydrochemische Untersuchungen im Bereich der Grundwasseroberfläche in einem überwiegend landwirtschaftlich genutzten Raum im Ostmünsterland. Verh. Ges. Ökologie **19**, 385-391.
- RICKERT, K. (1986): Der Einfluß von Gehölzen auf die Lichtverhältnisse und das Abfließverhalten in Fließgewässern. Mitt. Inst. Wasserwirtschaft, Hydrologie u. Landwirtschaftlichen Wasserbau **61**, 1-216.
- ROLL, H. (1938): Die Pflanzengesellschaften ostholsteinischer Fließgewässer. Arch. Hydrobiol. **34**, 160-305.

- RÖRSLET, B. (1987): Statistic of the underwater light field: An empirical model. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* **72**, 1-25.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1984): *Lehrbuch der Bodenkunde*. [11. Aufl.] Enke. Stuttgart.
- SCHOTT, C. (1934): Kanadische Biberwiesen – Ein Beitrag zur Frage der Wiesenbildung. *Zeitschr. Ges. Erdkunde zu Berlin* **9/19**, 370-374.
- STEUSLOFF, U. (1939): Zusammenhänge zwischen Boden, Chemismus des Wassers und Phanerogamenflora in fließenden Gewässern der Lüneburger Heide um Celle und Ülzen. *Arch. Hydrobiol.* **35**, 70-106.
- UHLMANN, D. (1988): *Hydrobiologie*. Fischer. Jena.
- WEBER, H.E. (1976): Die Vegetation der Hase von der Quelle bis Quakenbrück. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* **4**, 131-190.
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1977): Die makrophytischen Wasserpflanzengesellschaften von Forellenbächen in Niedersachsen. *Ber. Int. Symp. I.V.V. 1976*, 171-178.
- WIEGLEB, G. & HERR, W. (1984): Die Potamogetonaceae niedersächsischer Fließgewässer, Teil 1. *Göttinger Flor. Rundbriefe*. **18**, 65-86.

Manuskript eingegangen: 12.03.1993

Anschrift des Autors:

Dr. Dominique Remy
 Freie Universität Berlin
 Institut für Systematische Botanik und Pflanzengeographie
 Altensteinstr. 6
 14195 Berlin

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft Hannover](#)

Jahr/Year: 1993

Band/Volume: [135](#)

Autor(en)/Author(s): Remy Dominique

Artikel/Article: [Anthropogener Einfluß auf die Vegetation kleiner Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung des Lichtes als Standortfaktor 49-71](#)