Zeitschrift: Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern

Herausgeber: Naturforschende Gesellschaft Luzern

Band: 35 (1997)

Artikel: Revitalisierung der Fliessgewässer im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees

Autor: Bloesch, Jürg

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-523420

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 09.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern | Band 35 1997

Revitalisierung der Fliessgewässer im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees

JÜRG BLOESCH

Zusammenfassung

Die ökologische Funktionalität der Fliessgewässer ist abhängig von der zeitlichen Dynamik ihres Abflusses, ihrer dreidimensionalen räumlichen Vernetzung und der sich daraus ergebenden Habitatsvielfalt. Die anthropogenen Eingriffe schliessen nebst Gewässerverschmutzungen auch Veränderungen des Abflussregimes (durch Kraftwerksbetrieb) und des Gerinnes (Gewässerverbauungen zum Hochwasserschutz) ein. Die ökologischen Auswirkungen verschiedener technischer Eingriffe auf die Invertebraten und Fische wurden an 32 Fliessgewässern im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees untersucht und in Tabelle 2 zusammenfassend dargestellt. Aus den nachhaltigen Schädigungen der natürlichen Populationen leiten sich Vorschläge zur Revitalisierung der Fliessgewässer in einen naturnahen Zustand ab, wobei eine flexible Definition dieses Begriffes und ein pragmatisches Vorgehen vorgeschlagen werden. Die Neufassungen verschiedener Bundesgesetze anfangs der neunziger Jahre geben die Voraussetzungen, dass die Kantone einen modernen, integralen Gewässerschutz betreiben können.

Résumé

La fonctionnalité écologique des cours d'eau dépend de la dynamique temporelle de leur débit, de leur connectivité spatiale tridimensionnelle et de la diversité des habitats qui en résultent. Les interventions d'origine anthropique comprennent, outre la pollution des eaux, des altérations du régime d'écoulement (par des centrales hydro-électriques) et de la morphologie (par des aménagements limitant l'effet des crues). L'impact de différentes interventions techniques au niveau écologique sur les invertébrés et les poissons a fait l'objet d'une étude portant sur 32 cours d'eau du bassin versant du lac des Quatre-Cantons qui se trouve résumée dans le Tableau 2. L'évaluation de l'effet à long terme des dommages causés aux populations naturelles débouche sur des recommandations pour une revitalisation des cours d'eaux les ramenant à des conditions presque naturelles. Ces propositions comprennent une définition flexible de la notion de revitalisation ainsi qu'une description pragmatique (pratique) des interventions. La révision de différentes lois fédérales au début des années 1990 constitue une base de décision pour les cantons pour la mise en place d'une politique moderne et intégrale de protection des eaux.

Abstract

The ecological function of running waters is based on the temporal dynamics of flow, the three-dimensional spatial connectivity, and the resulting heterogeneity of habitats. Anthropogenic impacts include, apart from water pollution, changes in flow regime (through hydropower

plant installation) and structural morphology (through constructions for flood protection). The ecological consequences of various technical impacts on invertebrates and fish were investigated for 32 streams and rivers in the catchment of Lake Lucerne and are summarized in Table 2. The strong deterioration of natural populations stresses the importance for stream restoration to a more natural state, whereby a flexible definition and a pragmatic procedure are recommended. The new federal legislation of the early nineties offers the prerequisites for local governments to enforce a modern and integral water protection policy.

Einleitung

Die ökologische Funktion der Fliessgewässer und ihre Stellung im Gewässerschutz

Die Fliessgewässer sind äusserst dynamische aquatische Ökosysteme, sozusagen die Lebensadern in unserer Landschaft. Sie gestalten die Landschaft ganz wesentlich, und ihre Linienführung passt sich natürlicherweise der Morphologie des Geländes an (Abb. 1). Im steilen alpinen Bereich ist der Lauf der Fliessgewässer gestreckt und oft mit natürlichen Abstürzen versehen (z. B. Schluchten), in den flachen Abschnitten des Mittellaufes

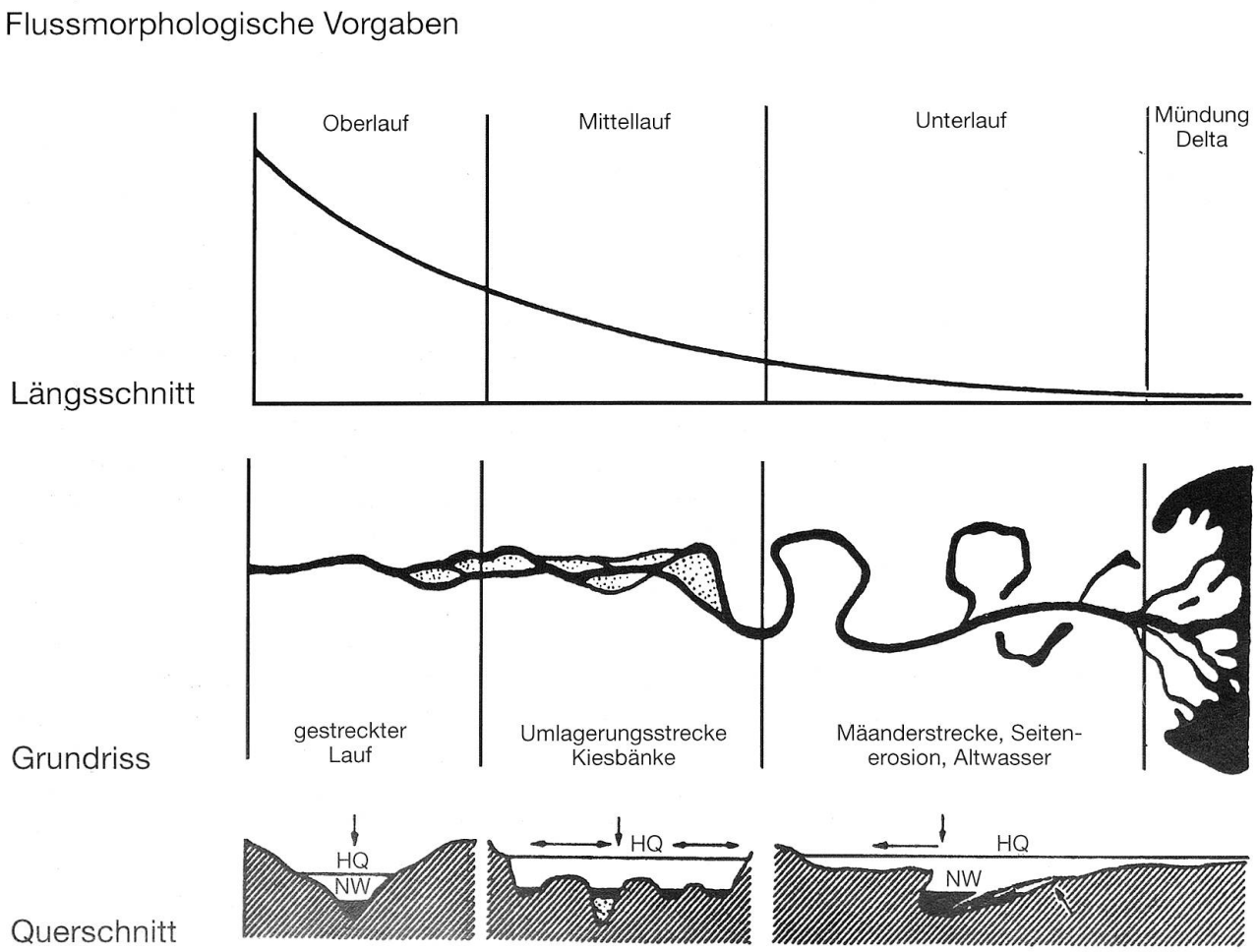


Abb. 1: Natürliche Laufgestaltung eines Fliessgewässers. Für die Umgestaltung (Revitalisierung) von Fliessgewässern sind die flussmorphologischen Vorgaben, insbesondere die Laufgestalt zu beachten (gestreckt = Schluchtlauf; verzweigt = Umlagerungsstrecke; gekrümmt = Mäander). (Aus: BINDER & GRÖBMAIER 1989)

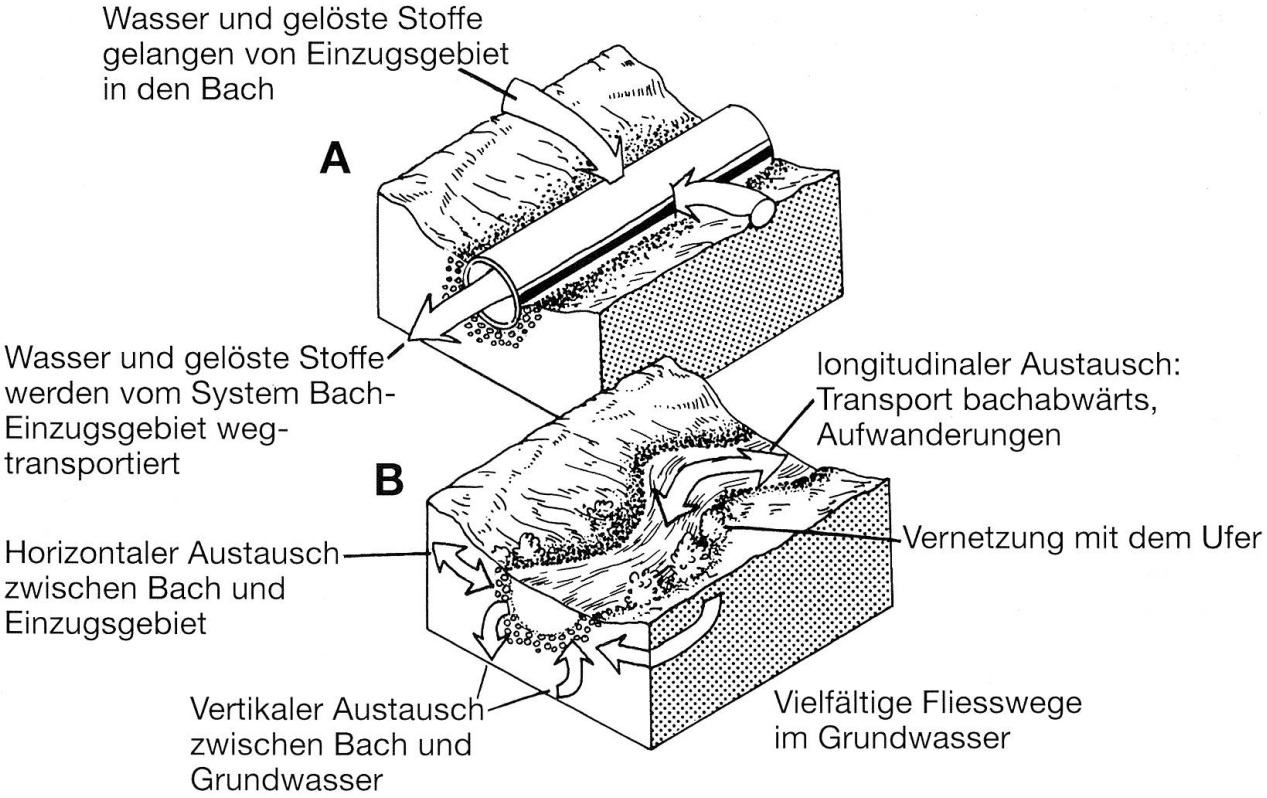


Abb. 2: Natürliche ökologische Funktion eines Fliessgewässers mit Vernetzung in der Längs-, Horizontal- und Vertikaldimension sowie der Zeit (B). Das Fliessgewässer ist integraler Teil des Umlandes und des gesamten Einzugsgebietes. Die ökologische Funktion ist durch Verbauungen auf eine simple Röhrenfunktion (Transportförderband) reduziert (A). (Aus: BENCALA 1993, verändert)

finden wir eine Aufweitung und Verzweigung des Bachbettes in mannigfaltige, sich stetig verändernde Einzelarme (Umlagerungsstrecke, Verzweigung oder Furkation). Diese Dynamik entsteht im Verlaufe mittlerer und starker Hochwasserereignisse, einerseits durch Erosion des Bachbettes, anderseits durch Geröllablagerungen. Im Unterlauf des Tieflandes schliesslich mäandrieren die Flüsse, deren Mündungsdeltas natürlicherweise stark verästelt sind. Natürliche Fliessgewässer sind räumlich dreidimensional mit Übergangsökosystemen, den sog. Ökotonen, vernetzt (Abb. 2B): im Längsverlauf (longitudinal) von der Quelle bis zur Mündung, horizontal mit dem terrestrischen Umland und vertikal mit dem Untergrund (Interstitial, Grundwasser). Hinzu kommt als vierte Dimension die Zeit, die saisonale und jährliche Variabilitäten schafft. So werden die Lebensgemeinschaften der Algen, wirbellosen Kleintiere und Fische in alpinen Fliessgewässern nicht nur vom heterogen strukturierten Lebensraum geprägt, sondern ganz wesentlich auch von der Dynamik des Abflusses. Verbauungen und andere Eingriffe haben diese Grundlagen der ökologischen Funktion der Gewässer zu einem grossen Teil beeinträchtigt oder gar zerstört (Abb. 2A).

Der Mensch hat sich in der jüngsten Vergangenheit allzu oft ins Zentrum der Welt gesetzt in der Meinung, er könne Kraft seines Wissens die Natur beherrschen, ja vergewaltigen. Aufgrund regionaler und globaler Veränderungen müssen wir jedoch lernen, uns wieder als Teil der Natur zu verstehen. Insbesondere müssen wir Gewässerschutz integral betreiben (vgl. dazu die Definitionen in Tab. 1). Für die Umsetzung in der Praxis bedeutet dies das Einbeziehen der vielfältigen Nutzungsansprüche und das Lösen der daraus resultierenden Interessenkonflikte.

Tab. 1: Definitionen des Gewässerschutzes (GSch)

qualitativer GSch	= die Qualität der Gewässer (Verschmutzungen) betreffender GSch
quantitativer GSch	= das Abflussregime der Gewässer (Wasserführung, Restwassermengen) betreffender GSch
morphologischer GSch	= den Verbauungsgrad der Gewässer (Verbauungen) betreffender GSch
integraler GSch	= die Funktionalität des Ökosystems «Fliessgewässer» betreffender, umfassender GSch, Schutz des Lebensraums (inkl. Artenschutz)

Stand in den 50er und 60er Jahren bei massiven Verschmutzungen durch häusliche und industrielle Abwässer vor allem der qualitative Gewässerschutz im Vordergrund, gewinnen mit dem umfassenden Ausbau der Kläranlagen der quantitative und der morphologische Gewässerschutz an Bedeutung. Der Charakter unserer Bäche und Flüsse wurde verändert, weil viele Wasserkraftwerke gebaut und Hochwasserschutzbauten erstellt wurden. Damit erfolgt auch eine langsame Verschiebung des Schwergewichts der Gewässerschutzmassnahmen von den Seen zu den Einzugsgebieten und Fliessgewässern, gemäss dem Slogan der interkantonalen Aufsichtskommission Vierwaldstättersee: «Ganz klar. Ein gesunder See braucht natürliche Bäche und Flüsse.» Aus der Sicht der Ökologie genügt es nicht, wenn sauberes Wasser in zerstörten Gerinnen fliesst. Was wir fordern müssen, ist mehr Habitatsdiversität, mehr Biodiversität und stärkeren Schutz der Lebensräume – kurzum: ein funktionierendes Ökosystem. Darunter ist insbesondere die natürliche Fortpflanzung von Kleinlebewesen und Fischen im Gewässer zu verstehen (Abb. 3). Da dies nicht unmittelbaren finanziellen Gewinn für den Menschen abwirft, ist es oft schwierig, die Schutzinteressen mit den Nutzungsinteressen in Einklang zu bringen. Die Erfahrungen haben jedoch gezeigt, dass die kurzsichtigen Gewinne des Menschen langfristig oft in Katastrophen enden.

Eine neue Denkweise bezüglich Naturschutz, sozusagen ein ökologisches Bewusstsein, hat sich in einer breiten Bevölkerungsschicht durchgesetzt. So fand Anfang der 90er Jahre in der Gesetzgebung ein eigentlicher Paradigmawechsel statt: die Zweckartikel verschiedener Gesetze (Bundesgesetze über den Schutz der Gewässer vom 24. Januar 1991, über die Fischerei vom 21. Juni 1991, über den Wasserbau vom 21. Juni 1991) wurden aufeinander abgestimmt, worin dem Schutz von einheimischen Lebewesen der gleiche Wert wie der menschlichen Nutzung der Gewässer beigemessen wird.

Gewässerschutz darf nicht als grosszügiges Geschenk und Hobby einer reichen und prosperierenden Wohlstandsgesellschaft verstanden werden. Gewässerschutz ist vielmehr eine Daueraufgabe, weil sauberes Wasser und intakte Gewässerbiotope Voraussetzungen für alles Leben sind. Im Zentrum steht der ewige Wasserkreislauf mit Niederschlägen, Oberflächengewässern, Grundwasser und Ozeanen. Die Fliessgewässer nehmen darin eine besonders wichtige Stellung ein, da sie als Adern der Landschaft terrestrische und aquatische Lebensräume vernetzen.

Die Fliessgewässer als Teil des natürlichen Wasserkreislaufs im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees

Die Fliessgewässer spielen im Wasserkreislauf eine wichtige Rolle. Im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees führen sie insgesamt etwa 70 % der Niederschläge, im Mittel 2100 mm pro Jahr, ab (BLOESCH 1994b). Der Rest

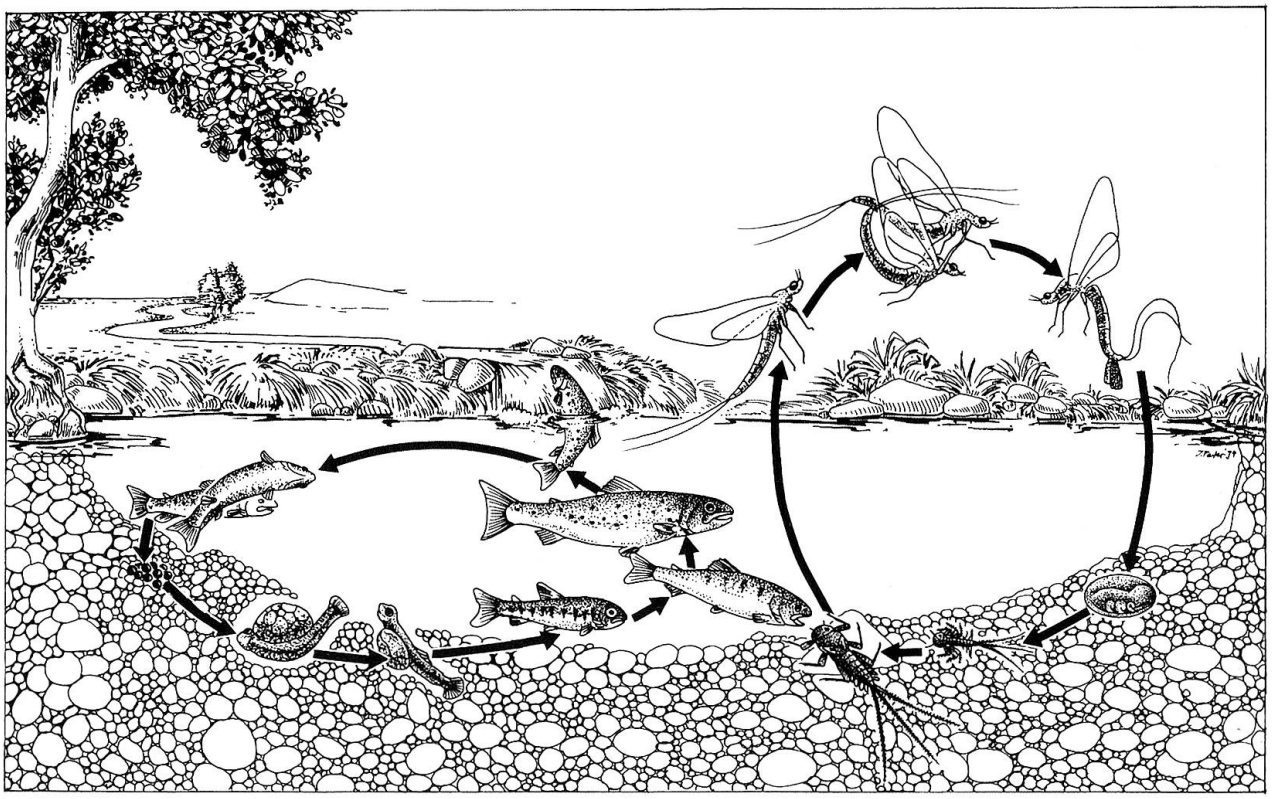


Abb. 3: Lebenszyklus der Bachforelle und ihrer Nährtiere. Geschlechtsreife Bachforellen wandern im Herbst zu den Laichplätzen. Das Ablaichen in den geschlagenen Kiesgruben erfolgt im Oktober bis Dezember. Die Eientwicklung dauert 2 bis 4 Monate. Nach dem Schlüpfen aus dem Ei lebt der Dottersackbrütling vorerst im Kies. Wenn $^2/_3$ des Dottersacks aufgezehrt sind, verlässt der Brütling das Kies, die Schwimmblase wird mit Luft gefüllt, die Nahrungsaufnahme (Insektenlarven) und das Territorialverhalten beginnen. Aus dem Sömmerling wächst der Jährling und nach 2 bis 3 Jahren die geschlechtsreife Forelle heran. Verschiedene wirbellose Kleintiere, insbesondere Insektenlarven der Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen und Zweiflügler, dienen den Forellen als Nahrung. Nur den kleinsten Teil ihres Lebenszyklus (Tage bis Wochen) verbringt die im Bild dargestellte Eintagsfliege in der Luft, um sich zu paaren, die übrige Zeit lebt sie als Larve im Gewässer. Je nach Art dauert die Generationszeit <1 bis 3 Jahre (Zeichnung: J. PETER).

wird vor allem durch die Vegetation verdunstet (alpine Rasen: 10% Interzeption, 35% Transpiration, 55% Evaporation; alpiner Wald: 40% Interzeption, 60% Transpiration, praktisch keine Evaporation; LEUPI et al. 1991; s. Abb. 4).

Nur ein kleiner Teil des Niederschlags fliesst direkt oberflächlich ab; der grösste Teil wird als Schnee, Firn oder Gletschereis zwischengelagert oder versickert in den Boden. Die grössten Grundwasservorkommen im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees beschränken sich hauptsächlich auf die grossen Talebenen der Sarneraa, Engelbergeraa, Reuss und Muota (BLOESCH 1986). Grössere Teilgebiete zeichnen sich durch zahlreiche und ergiebige Versickerungen und Quellaufstösse im Karst oder Grundschotter aus (z.B. Seitentäler der Reuss, Muotatal, Engelbergeraa, Flanken des Sarneraatals). Diese Situationen haben einen grossen Einfluss auf die Besiedelung dieser Gewässer durch wirbellose Kleintiere und Fische (MARRER et al. 1992; PETER 1993).

Aus der Schneedecke und aus den verschiedenen Bodenschichten fliesst das Wasser zeitlich verschoben langsam dem Vorfluter zu. Im vorwiegend alpinen Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees ist das natürliche Abflussregime der meisten Fliessgewässer dem glazialen bis nivalen-alpinen Typ zuzuordnen (Hydrologischer Atlas 1992: Tafel

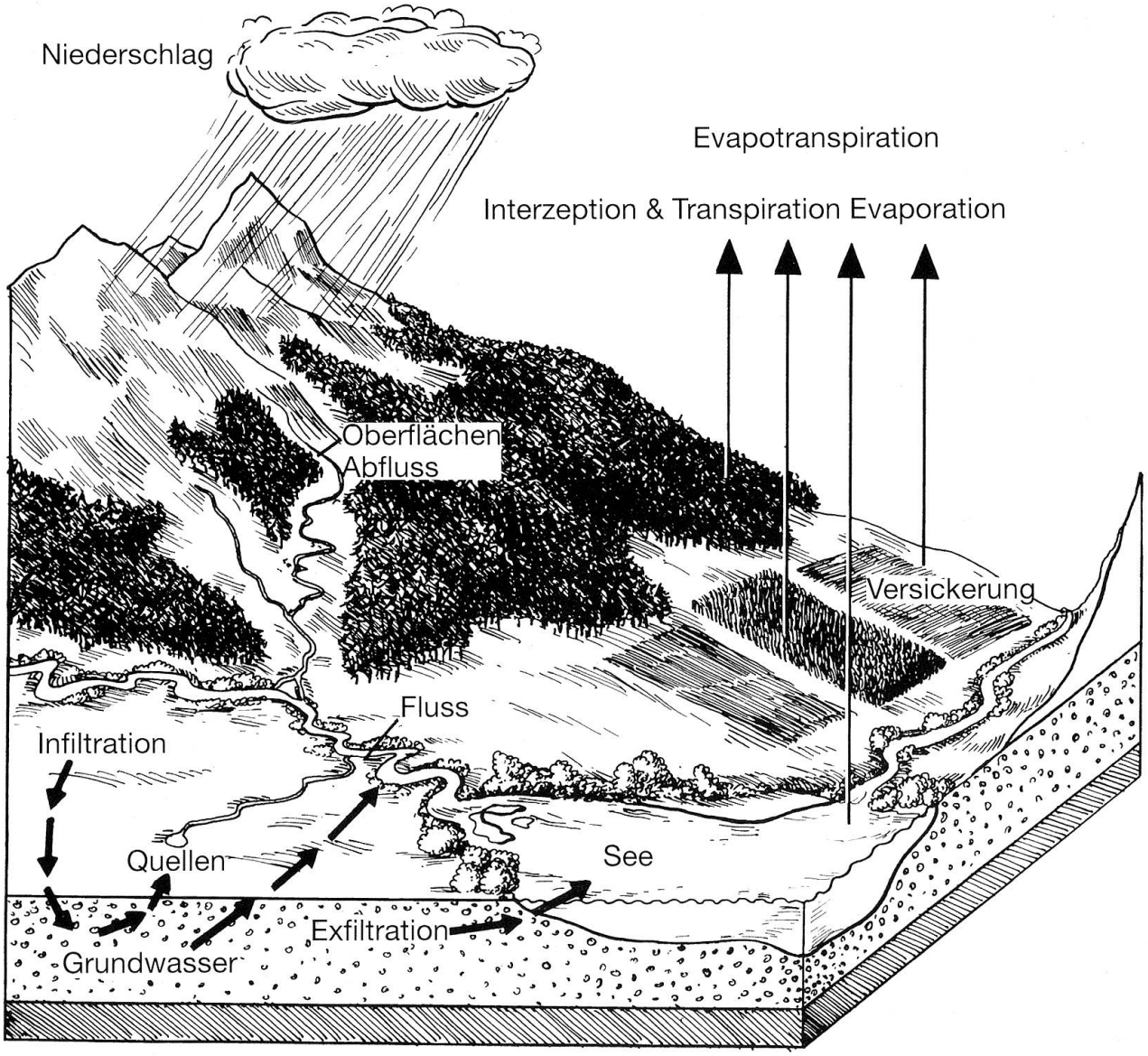


Abb. 4: Schema des natürlichen Wasserkreislaufs. Interzeption = direkte Verdunstung des Wassers, das an der Vegetation hängenbleibt. Transpiration = Verdunstung des von den Pflanzen aufgenommenen Wassers durch biologische Aktivität bzw. durch die Spaltöffnungen der Blätter. Evaporation = Verdunstung des Wassers, das auf den Boden oder in die Gewässer gelangt. Evaporation und Transpiration werden unter dem Begriff Evapotranspiration zusammengefasst (Zeichnung: J. PETER).

5.2). Das bedeutet, dass die Wasserführung im Sommer die höchsten Werte erreicht (Schneeschmelze), und dass die Winterabflüsse sehr klein sind. Gewisse Gewässer frieren im Winter zu oder fallen über längere Zeit trocken. Zusammen mit dem bei Hochwasser oft auftretenden Geschiebetrieb stellen deshalb viele alpine Gewässer sehr extreme Lebensräume dar, an welche sich die wirbellosen Kleintiere und Fische im Laufe der Evolution angepasst haben, die aber meist nur spärlich besiedelt sind (wenige Arten, geringe Biomassen: MARRER et al. 1992; PETER 1993; BRATRICH 1994).

Der spezifische natürliche Abfluss liegt bei etwa 37–59 l/s · km^2 (Hydrologischer Atlas: Tafel 5.4). Die Reuss mit einem mittleren Abfluss von 43,6 m^3/s ist der grösste Zufluss des Vierwaldstättersees, gefolgt von der Muota mit 19,3 m^3/s, der Engelbergeraa mit 12,2 m^3/s und der Sarneraa mit 11,7 m^3/s. Die Flüsse und Bäche der restlichen Gebiete

bringen zusammen rund 20 m^3/s (BLOESCH 1992).

Anthropogene Eingriffe in die Fliessgewässer im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees

Der natürliche Wasserkreislauf und die Fliessgewässer – und damit die Lebensgemeinschaften – sind durch menschliche Eingriffe mannigfach beeinflusst worden und werden auch in Zukunft beeinträchtigt bleiben.

Der chemische Zustand der Fliessgewässer im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees ist im allgemeinen, d.h. mit Ausnahme einiger lokaler Belastungen, befriedigend. Die natürlichen, alpinen Konzentrationen werden nur selten überschritten; dies entspricht den saprobiellen Gütestufen I bis II, unbelastet bis mässig belastet (BLOESCH 1992, 1994b; MARRER et al. 1992). Das Selbstreinigungsvermögen von Bergbächen ist besonders gross, weil die Strömung schnell und die Sauerstoffsättigung des Wassers immer sehr hoch ist (Sauerstoffeintrag infolge der hohen Turbulenz, hohe Löslichkeit des Sauerstoffs bei tiefen Temperaturen). Demgegenüber wirken die technischen Eingriffe in die Struktur des Gewässerbetts oder in die Dynamik des Abflusses über ein kompliziertes Wirkungsgefüge von physikalischen und chemischen (abiotischen) Faktoren negativ auf die Biologie der wirbellosen Kleintiere und Fische (Abb. 5). Aus diesem allgemeinen Befund lässt sich unschwer erkennen, dass die qualitativen Aspekte des Gewässerschutzes zum grossen Teil befriedigen, dass jedoch bezüglich morphologischem und quantitativem Gewässerschutz heute ein sehr grosser Nachholbedarf besteht.

In Abbildung 6 ist die Beeinflussung der natürlichen (unbeeinflussten) Abflussregimes der Fliessgewässer durch Kraftwerksnutzung im Alpenraum dargestellt. In den meisten Fällen werden die hohen Sommerabflüsse (Schneeschmelze) durch die Wassernutzung zur Elektrizitätsgewinnung massiv verringert (Typ A und B, Restwasserprobleme). Dort, wo Speicherseen bewirtschaftet werden, sind die Winterabflüsse unterhalb der Wasserrückgabe erhöht (Typ C–D). Auch das Temperaturregime wird durch das Turbinieren von Tiefenwasser verändert. In einigen Fällen sind diese Effekte mehr oder weniger stark gedämpft (Typ C und D). In der Abbildung kommt nicht zum Ausdruck, dass das Abflussregime durch den regelmässigen, in kurzen Zeitabständen generierten Schwallbetrieb verschiedener Kraftwerke lokal stark verändert wird (z.B. Kraftwerk Amsteg, STÖCKLIN 1995). Eine grosse Rolle in der Kraftwerksnutzung stellt ferner auch die weiträumige Umleitung des gefassten Wassers in Druckleitungen dar (Hydrologischer Atlas 1992: Tafel 5.3).

All diese Veränderungen der natürlichen Wasserführung und damit verbunden der Temperaturregime haben grosse Auswirkungen auf die im Fliessgewässer lebenden Pflanzen und Tiere (s. Zusammenfassung in Tab. 2). In Restwasserstrecken (Abb. 9, S. 21) sind nicht nur die Wassermengen reduziert, sondern das Abflussregime ist stark monotonisiert und mittlere geschiebeführende Hochwasser fehlen. Die stark verminderte Strömungsdynamik führt zu einem bedeutenden Verlust an Lebensräumen, Fischhabitaten und vermindern den Fischbestand. In der Unteralpreuss, die hohe Restwassermengen aufweist, ergab sich ein Habitatsvorteil für junge Fische, weil die extremen Hochwasserspitzen mit starkem Geschiebetrieb durch die Wasserentnahme gebrochen werden. In nicht austrocknenden Restwasserstrecken fanden wir gegenüber der Referenzstrecke eine dichtere Besiedlung von wirbellosen Kleintieren, deren Artenvielfalt jedoch verringert war, da die sensiblen strömungsliebenden (torrenticolen) Arten verschwunden waren.

Die ökologischen Auswirkungen werden massiv verschärft, wenn die Restwasserstrecken längere Zeit und bis in grössere Tiefen trocken fallen. Weder Fische noch wirbellose Kleintiere können diese Perioden überleben, das Kontinuum ist unterbrochen. Nach Einsetzen der Wasserführung werden

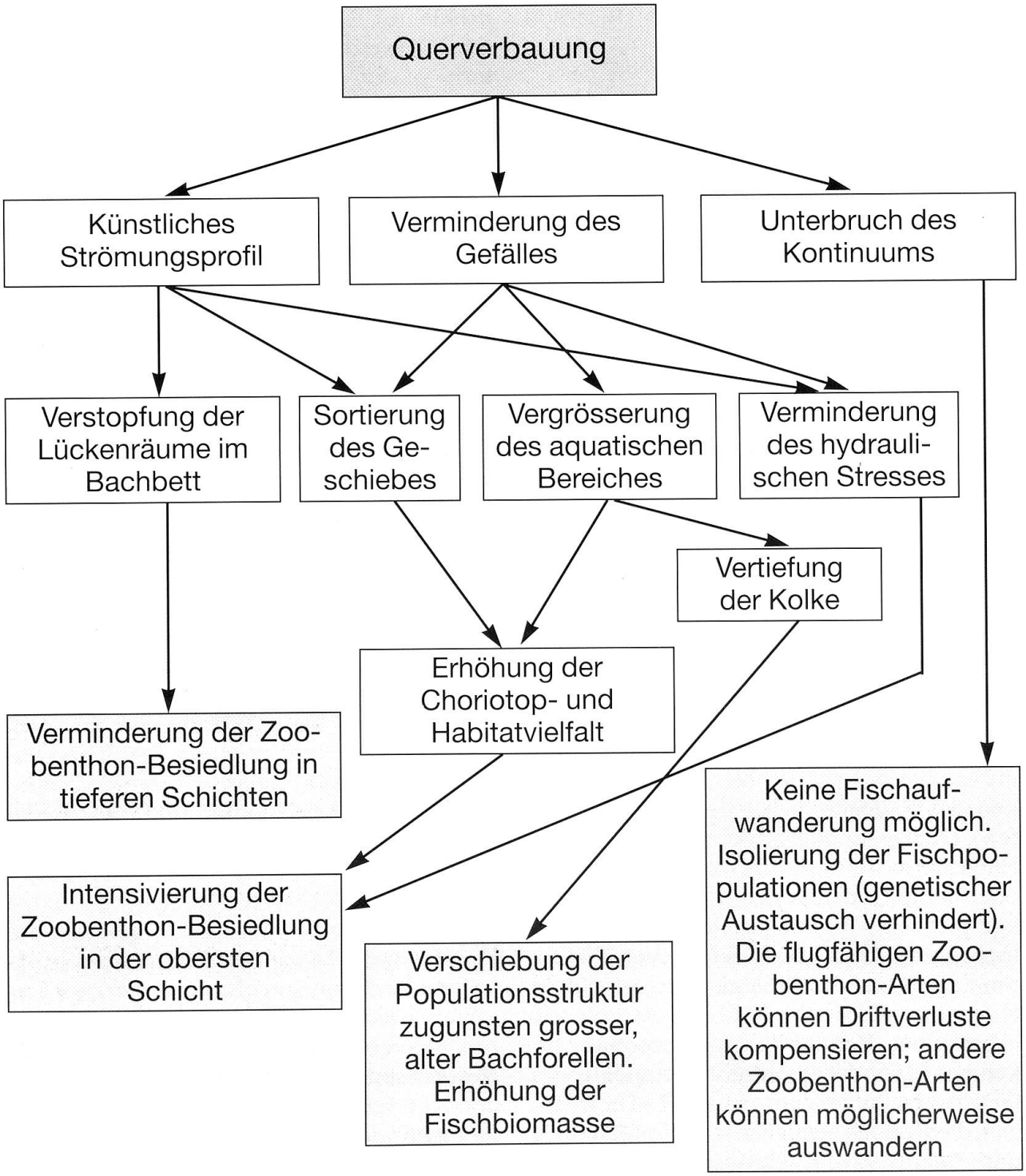
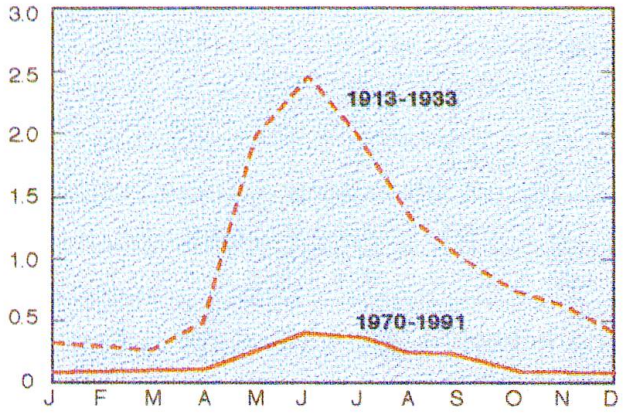


Abb. 5: Schematische Darstellung der Auswirkungen von Querverbauungen auf die benthischen Lebensgemeinschaften und die Fische (nach FRAUENLOB 1993, verändert und ergänzt). Die Pfeile zeigen den kausalen Zusammenhang an. Ähnliche Schemata für Sohlverbauungen, Längsverbauungen und Restwasserstrecken sind in BLOESCH (1994a) dargestellt.

diese Strecken von Invertebraten rasch wieder besiedelt; die Fische wandern jedoch erst nach geraumer Zeit ein (BERNEGGER & BLOESCH 1992).

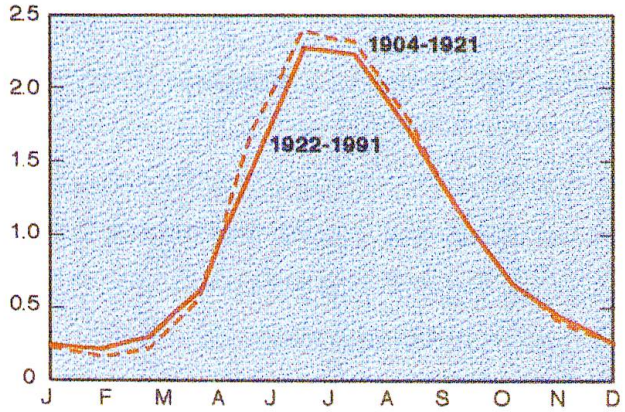
Eine weitere Beeinflussung erfolgt durch Gewässerverbauungen, welche am Beispiel der Engelbergeraa mit einer ökomorphologischen Bewertung grossräumig erfasst

Typ A: Spöl, Zernez*
Sehr starke Beeinflussung durch Ableitungen

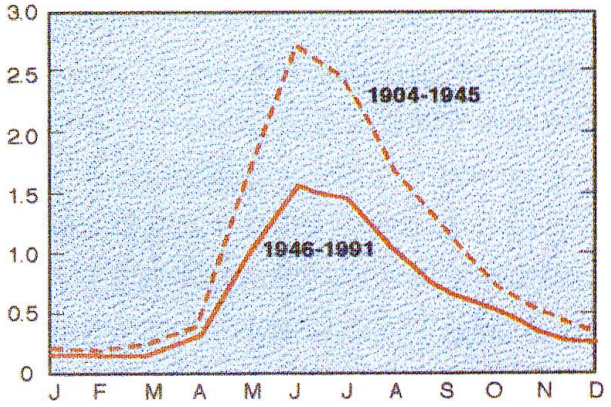


* Im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees kann mangels genügender Datengrundlagen kein Beispiel dargestellt werden. (R. WEINGARTNER, mündl. Mittg.)

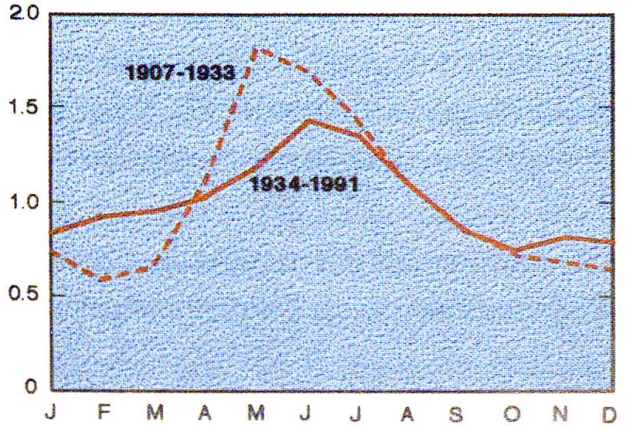
Typ B: Reuss, Andermatt
Mässige bis starke Beeinflussung durch Ableitungen



Typ C: Reuss, Seedorf
Geringe Verminderung der Abflüsse im Sommerhalbjahr und Erhöhung im Winterhalbjahr durch die Speicherbewirtschaftung



Typ C: Sarneraa, Sarnen
Starke Verminderung der Abflüsse im Sommerhalbjahr und Erhöhung im Winterhalbjahr durch die Speicherbewirtschaftung



Typ D: Reuss, Luzern
Wie Typ C, Auswirkungen durch Seeeinfluss gedämpft

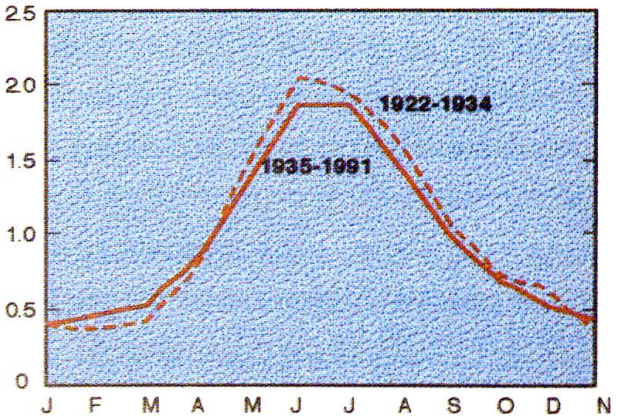


Abb. 6: Veränderung des Abflussregimes durch Wasserkraftwerke. Die langjährigen mittleren saisonalen Schwankungen des Abflusses werden mit dem Pardé-Koeffizienten (PK = Quotient aus Monats- und Jahresabfluss) dargestellt (Aus: Hydrologischer Atlas; MARGOT et al. 1992, verändert). Gestrichelte Linie: Abflussregime vor dem Kraftwerksbau. Durchgezogene Linie: Abflussregime heute, beeinflusst durch Kraftwerksbetrieb (Quotient aus beeinflusstem Monatsabfluss und natürlichem Jahresabfluss).

Tab. 2: Biologische Untersuchungen an 32 Fliessgewässern im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. Zusammenfassung der wichtigsten Auswirkungen verschiedener technischer Eingriffe auf Kleinlebewesen (Benthos) und Fische. (Aus: BLOESCH 1996)

Eingriff	*Kleinlebewesen*	*Fische*
Sohlenverbauung	• Lebensraum zerstört	
	keine natürlichen Lebensgemeinschaften	keine Naturverlaichung
Querverbauung	• Wanderungen behindert bzw. verhindert • Abflussdynamik gestört • Geschiebesortierung • oft mehr Tiere und Biomasse	
	Artenzusammensetzung wenig verändert	isolierte Populationen
Längsverbauung (Kanalisation)	• Vernetzung mit Ufer gestört bzw. zerstört • Monotonisierung der Strömung • Eingriff ins Landschaftsbild	
	relativ wenig beeinflusst; Artendefizit möglich	oft Reduktion des Fischbestandes
Restwasser (Schwallbetrieb)	• Abfluss vermindert und verändert • Verlust an Lebensraum • bei Trockenfall: keine Tiere	
	oft mehr Tiere, aber empfindliche, strömungsliebende Arten verschwinden	oft verminderter Fischbestand; selten Begünstigung der Jungfische

worden sind (BRATRICH 1994). Aus der kartographischen Darstellung (Abb. 7) geht klar hervor, wie stark auch die alpinen Fliessgewässer technisch beeinträchtigt sind: 57% oder 21,8 km des Flusses sind in einem stark beeinträchtigten bis naturfernen Zustand ausgewiesen worden; dabei ist vor allem die Linienführung (Begradigung) naturfern, aber auch die Verzahnung mit dem Umland und das Ufer (Böschung, Gehölze) sind stark beeinträchtigt. Es ist bezeichnend, dass die zwei natürlichen Abschnitte (Oberlauf oberhalb Engelberg, Schlucht unterhalb Engelberg), die 16,6 km oder 43% der gesamten Fliessstrecke ausmachen, in unzugänglichen Gebieten liegen.

Dort, wo der Mensch siedeln und sich bequem ausbreiten konnte, sind fast alle Fliessgewässer und deren Umland massiv verbaut und/oder genutzt. Durch die grossräumigen Gewässerkorrekturen in den Talebenen wurden ganze Landschaften total verändert. Alle grösseren Flüsse im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees sind in ähnlicher Weise verbaut und hydroelektrisch genutzt wie die Engelbergeraa, insbesondere die Reuss (Abb. 8), die Muota und die Sarneraa. Naturnahe, verzweigte Fliessgewässer sind im

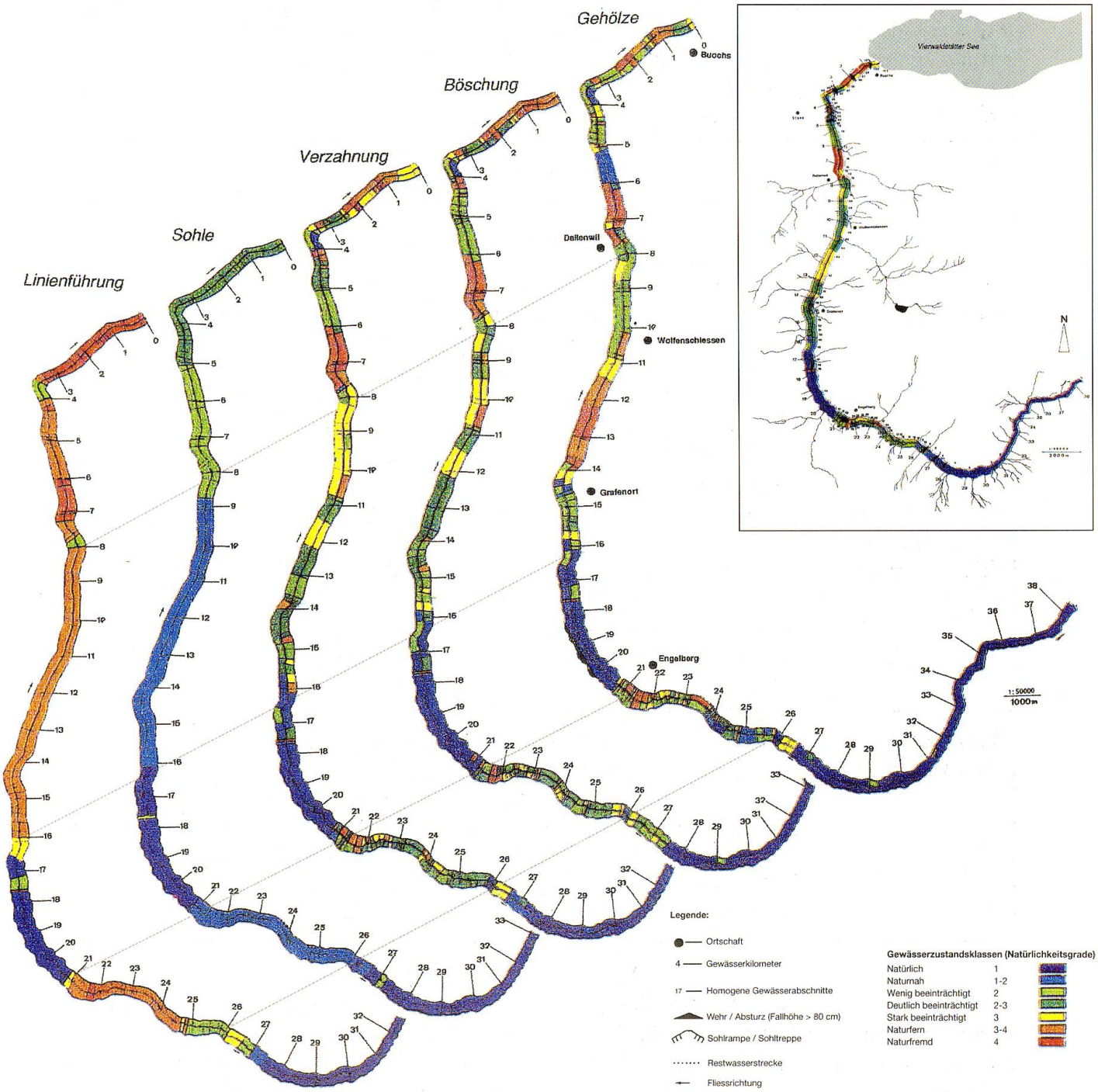


Abb. 7: Ökomorphologischer Zustand der Engelbergeraa (nach WERTH 1987). Einzeldarstellung der Summenparameter und Mittelwerte der Summenparameter (kleines Bild). (Aus: BRATRICH 1994 und BLOESCH 1994b)

Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees nur noch rudimentär vorhanden. Zu nennen sind insbesondere die Giswiler Bäche (OW), Teile der Gross und Chli Schliere (OW), Unteralpreuss (UR), Abschnitte der Furkareuss unterhalb Realp (UR) und Tiefenbach (UR). Die meisten dieser Gewässer sind aber einem grossen Nutzungsdruck durch Hochwasserverbauungen (z.B. beide Schlieren) oder Hydroelektrizität ausgesetzt (z.B. Giswiler Bäche). Zudem beeinträchtigen Kiesausbeutungen (z.B. Gross Schliere,

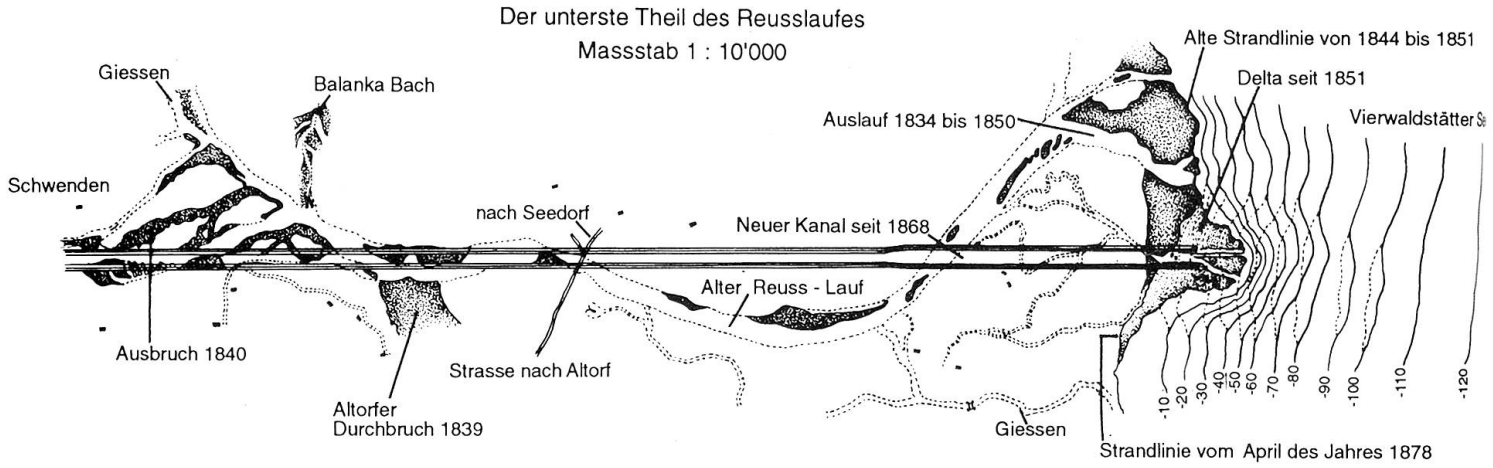


Abb. 8: Der unterste Teil des Reusslaufes (Kanal fertiggestellt 1852, verbreitert 1868). Planbeigaben zu Albert HEIM: Über die Erosion im Gebiete der Reuss, in: Jahrbuch des SAC 14 (1878–1879): 371–405. (Aus: INSA 1984: 190)

Deltabereiche der Sarneraa, Reuss und Engelbergeraa) den Geschiebehaushalt z.T. massiv. Daneben gibt es eine Reihe von schwer zugänglichen Schluchten und hochalpinen Gewässerstrecken erster Ordnung, deren Gerinne zwar weitgehend naturnah erhalten sind, deren Abfluss jedoch durch hydroelektrische Nutzung meistens gestört ist (z.B. Engelbergeraa unterhalb Engelberg, Muota im Oberlauf, Kleine Melchaa, z.T. Grosse Melchaa).

Begradigungen und Längsverbauungen (Abb. 10) sind ein schwerer Eingriff in jede Flusslandschaft, indem sie nicht nur das Landschaftsbild, sondern auch den Wasserhaushalt wesentlich verändern. Die bei korrigierten Fliessgewässern deutlich erhöhte Geschiebe-Transportkapazität führt oft zum Verschwinden von ökologisch wertvollen Kiesinseln und Sandbänken, zu Sohleneintiefungen und zur Absenkung des Grundwasserspiegels. Kanalisierungen vermindern den aquatischen Lebensraum und unterbrechen die seitliche Vernetzung des Fliessgewässers mit dem Umland. Fehlendes Ufergehölz und mangelnde Beschattung beeinflussen den Stoff-, Energie- und Sauerstoffhaushalt von Fliessgewässern ganz wesentlich (UEHLINGER et al. 1995). Trapezförmige Querprofile bewirken eine allgemeine Beschleunigung des Abflusses und eine Monotonisierung der Strömung und der Ufer, so dass ein vielfältig strukturierter Lebensraum für wirbellose Kleintiere und Fische verlorengeht. Die Fischfauna wurde wesentlich mehr beeinträchtigt als die wirbellosen Kleintiere. Bei sehr harten Verbauungen (Betonmauern u.ä.) fanden wir oft eine geringere Artenvielfalt, bei weniger harten Verbauungen (Blockwurf o.ä., die noch kleine Nischen offenlassen), waren die Auswirkungen teilweise vermindert.

Sperrentreppen in steilen Wildbächen zum Brechen der Abflussspitzen und des Geschiebetriebs sind ein massiver landschaftsästhetischer Eingriff, der von SCHMID (1958) eindrücklich dokumentiert worden ist (Abb. 11). Quersperren unterbrechen das Kontinuum (die longitudinale Vernetzung) des Fliessgewässers, d.h. sie unterteilen es in mehr oder weniger lange Einzelstrecken. Die Abfluss- und Strömungsdynamik wird massiv verändert, was gleichzeitig eine Geschiebesortierung bewirkt. Die Fischwanderung wird durch (zu) hohe Sperren verhindert, so dass der natürliche Fortpflanzungszyklus (s. Abb. 3) gefährdet ist. Zwischen den Sperren wurden nur isolierte Fischpopulationen mit einer veränderten Altersstruktur gefunden. In vielen Sperrentreppen ist eine Naturverlaichung nicht mehr möglich. Demgegenüber wurden die wirbellosen

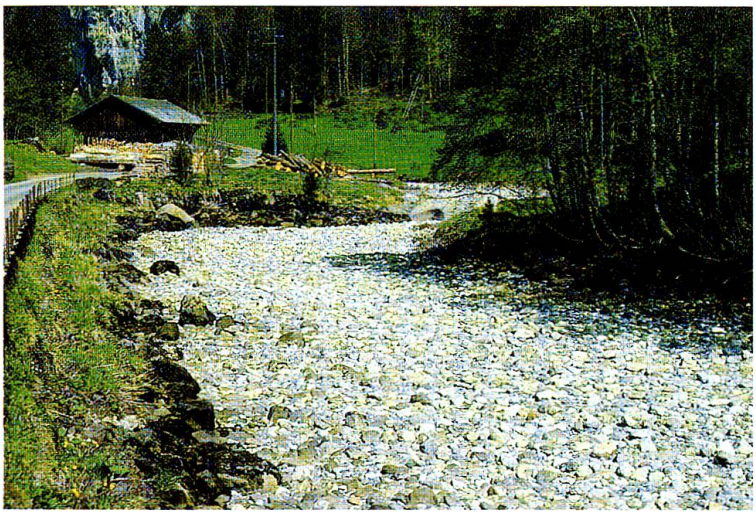


Abb. 9

Abb. 10

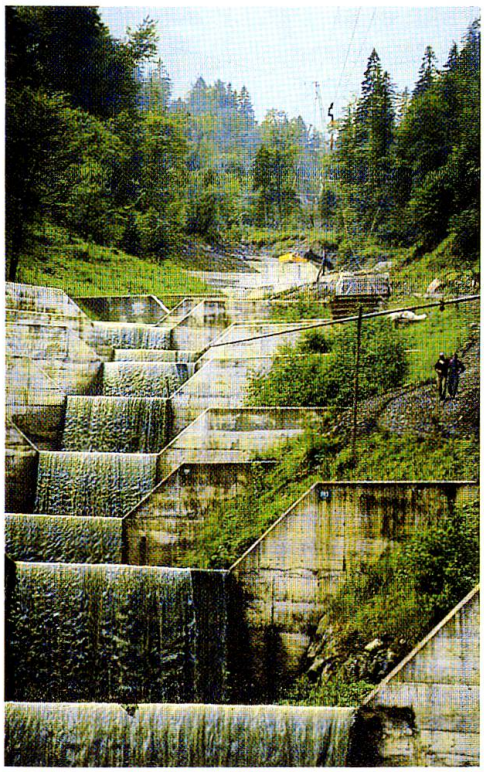


Abb. 11

Abb. 12

Abb. 9: Begradigte, ausgetrocknete Restwasserstrecke der Muota (SZ) bei Bergli (Aufnahme: J. BLOESCH, 2.5.1989).

Abb. 10: Kanalartige Längsverbauung im Chli Schlierli unterhalb Kägiswil (OW) (Aufnahme: J. BLOESCH, 27.1.1988).

Abb. 11: Querverbauungen/Sperrentreppen im Steinibach/Kohlerbach (NW) oberhalb Hergiswil (Aufnahme: G. FRAUENLOB, 8.7.1992).

Abb. 12: Sohlenverbauung/Längsverbauung im Lauibach (OW) (Aufnahme: J. BLOESCH, 7.9.1988).

Kleintiere durch die Quersperren erstaunlich wenig beeinflusst. In der Regel nahmen sowohl die Fische als auch die wirbellosen Kleintiere an Zahl und Biomasse zu, dies infolge der Stabilisierung der Sohle und der Schaffung von tiefen Kolken. Totholz (im Bach liegende Baumstämme und Äste) kann zwar zu natürlichen Verklausungen des Gewässers führen, bietet aber in der Regel ein grosses Habitats- und Strukturangebot für Kleinlebewesen und Fische (NÄGELI 1994). Allerdings muss aus Sicht des Hochwasserschutzes berücksichtigt werden, dass angeschwemmtes Holz und Geschiebe niedrige Brücken verstopfen und Überschwemmungen provozieren können (BWW/BUWAL 1991).

Sohlenverbauungen (Abb. 12) zerstören die Lückenräume (Interstitial) der Kiessohle, d.h. den Lebensraum der wirbellosen Kleintiere und die Laichplätze der kieslaichenden Fische vollständig. Sie unterbinden die vertikale Vernetzung mit dem Interstitial und dem Grundwasser. Die Breiten- und Tiefenvariabilität des Gewässers ist stark vermindert. In den meisten Fällen hat es in sohlverbauten Abschnitten keine Fische mehr und nur noch vereinzelte, eingedriftete Kleintiere. In sohlenverbauten Strecken fehlt auch eine Niederwasserrinne für geringe Wasserführung. Sohlenverbauungen, die länger als wenige Meter sind, stellen den Unterbruch des Kontinuums dar und verhindern die Aufwanderung der wirbellosen Kleintiere und die Wanderung der Fische.

Verschiedene Eingriffe im Einzugsgebiet beeinflussen den Wasserkreislauf und die Fliessgewässer lokal ebenso nachhaltig wie die Eingriffe im und am Gewässer selbst. Dem Boden und insbesondere der Vegetation kommen als Wasserspeicher eine sehr grosse Bedeutung zu. Dies wurde klar ersichtlich während der Hochwasserereignisse im Jahr 1987. Damals war nicht in erster Linie die während des Regenereignisses gefallene Niederschlagsmenge für die Überschwemmungen verantwortlich, sondern der durch vorhergehende Regenereignisse mit Wasser gesättigte Boden, dessen Rückhaltevermögen erschöpft war, und die warmen Lufttemperaturen mit Regen bis in grosse Höhen (BWW/BUWAL 1991). Ebenso können Bodenversiegelungen in Siedlungsgebieten den Abfluss beschleunigen und Hochwasserspitzen erhöhen.

Neue Hochwasserschutz-Philosophie und Strategien der Fliessgewässer-Revitalisierung

Noch während sich der in der Einleitung beschriebene Sinneswandel im Gewässerschutz anbahnte, entstand nicht zuletzt aufgrund der schweren Hochwasser im Jahre 1987 eine neue Philosophie im Hochwasserschutz (WEBER et al. 1992; PÜNTENER 1996; BRATRICH & BLOESCH 1997). Es wurde erkannt, dass sich Hochwasserereignisse nicht immer im Detail vorhersagen lassen und dass die Risiken und Schadenpotentiale differenziert betrachtet werden müssen. Deshalb kamen die Wasserbauingenieure von der starren Vorgabe des 100-Jahr-Hochwassers (HQ_{100}) als Dimensionierungsgrundlage ab und betreiben heute in der Regel einen differenzierten Ausbau der Gewässer. Insbesondere sind wenn immer möglich Rückhalte- oder Retentionsräume planerisch freizuhalten. Eine solche moderne Hochwasserschutzplanung wurde im unteren Reusstal (WEBER 1996) und an der Engelbergeraa (NIEDERER et al. 1992) durchgeführt. Diese neuen Voraussetzungen erlauben in vielen Gebieten einen Rückbau bzw. eine Revitalisierung von Fliessgewässern oder verhindern zumindest einen weiteren, unverhältnismässigen Ausbau im alten Technokratenstil. Allerdings bedarf ein solches Vorgehen noch eines intensiven Dialoges zwischen Gewässerbiologen und Wasserbauingenieuren sowie einer immensen Aufklärungs- und Überzeugungsarbeit der Behörden.

Massnahmen bezüglich Fliessgewässerrevitalisierungen orientieren sich grundsätzlich am «Urzustand» oder «natürlichen Zustand» des Gewässers. Es gibt weder eine eindeutige zeitliche Datierung noch eine ge-

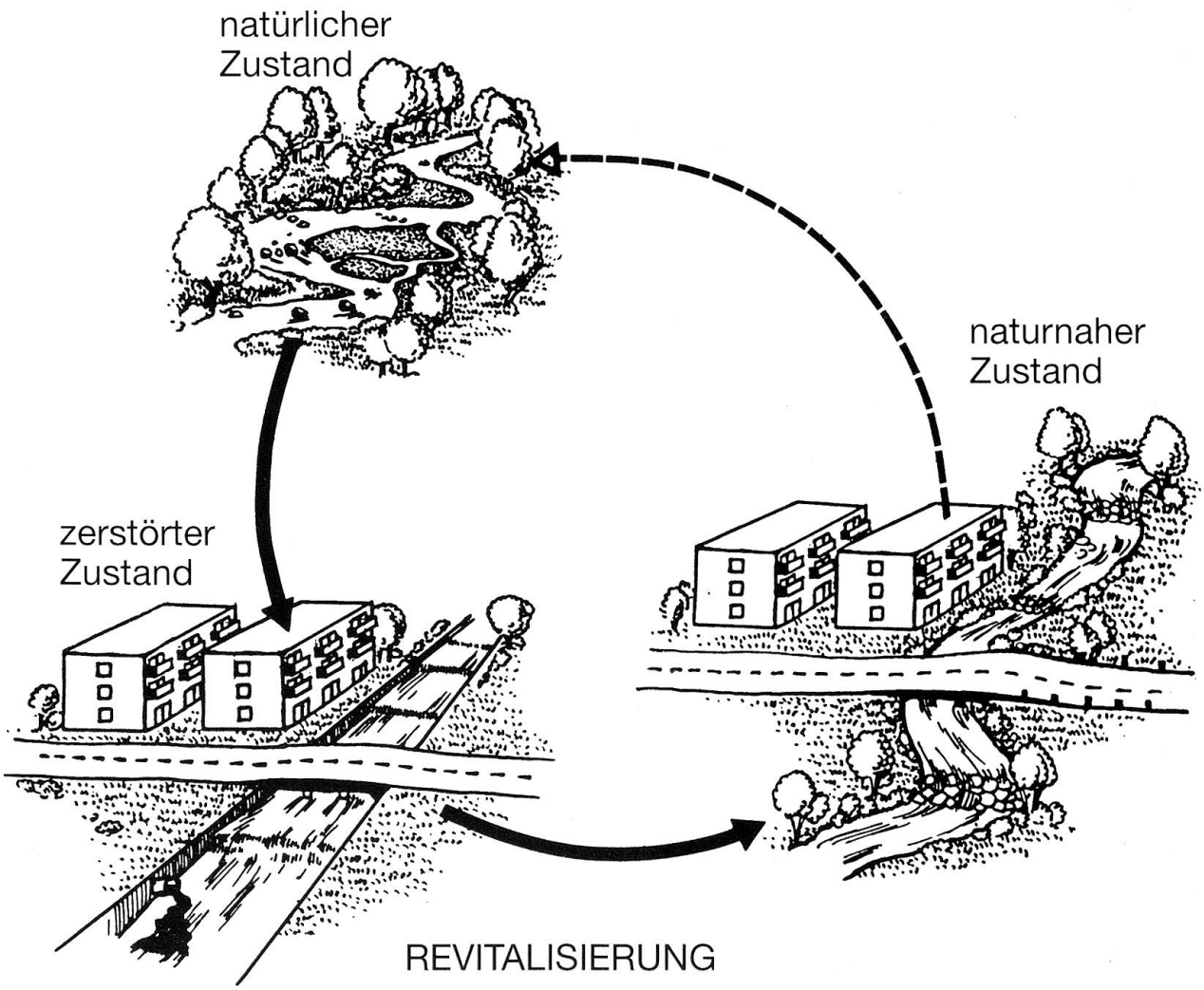


Abb. 13: Verbauung und Revitalisierung von Fliessgewässern: Natürlicher, verbauter, revitalisierter bzw. naturnaher Zustand eines Baches (Schema). Die gestrichelte Linie deutet an, dass der Kreis in unserer intensiv genutzten Kulturlandschaft nicht mehr überall geschlossen werden kann, dass der Mensch also irreversible Veränderungen vorgenommen hat (Zeichnung: J. PETER).

naue wissenschaftliche Definition dieses «natürlichen Zustandes». Die Bewertung des Ist-Zustandes ist deshalb sehr schwierig und umstritten. Noch schwieriger ist es, den Zielzustand oder das Leitbild (JUNGWIRTH & MOOG 1994) zu definieren, die irgendwo zwischen den beiden Zuständen, jedoch möglichst nahe am «natürlichen Zustand» angesiedelt werden müssen. Am besten umschreibt der Begriff «naturnah» diesen Sachverhalt (Abb. 13): Es gibt irreversible Eingriffe (z.B. die grossen Flusskorrekturen), und Revitalisierungen können daher nur «Flickwerk» sein. Zwar ist vom Standpunkt der Wissenschaft und des Gewässerschutzes aus gesehen der «natürliche Zustand» anzustreben; in unserer dichtbevölkerten und übernutzten Landschaft ist es jedoch kaum mehr möglich, völlig natürliche Fliessgewässer «wiederherzustellen». Die Abbildungen 7 und 8 (Seiten 19/20) mögen dies zusätzlich veranschaulichen.

Eine allgemeine Definition der Revitalisierung ist einer engen Definierung an einem (umstrittenen) Ziel- oder Referenzzustand zu bevorzugen. Demnach wird unter Revitalisierung/Renaturierung folgender Prozess verstanden: die Rückkorrektur eingedolter

und hart verbauter Fliessgewässer in den (möglichst) natürlichen Zustand, also «die Summe aller Massnahmen, durch die vorhandene künstliche Bauten so verändert werden, dass der nachherige Zustand näher dem natürlichen Zustand ist». Realitätsbezogene bzw. realisierbare Massnahmen akzeptieren gewisse Gegebenheiten als unveränderlich, ohne jedoch den politischen Kompromiss zwischen Nutzung und Schutz im Einzelfall schon vorwegzunehmen.

Ein Gewässer kann dann als revitalisiert oder naturnah bezeichnet werden, wenn es in seiner ökologischen Funktion, d.h. in der morphologischen Struktur und den Lebensgemeinschaften demjenigen Gewässer gleicht, das sich im natürlichen, vom Menschen nicht beeinflussten Zustand befindet. Demzufolge ist naturnaher (biologischer) Wasserbau ein technischer Eingriff des Menschen, der die Struktur und ökologische Funktion des Gerinnes und des Umlandes möglichst natürlich erhält. Naturnaher Wasserbau ist also nicht bloss der Einsatz natürlicher Baustoffe wie z.B. Weidenfaschinen, Holzquerbauten und loser Steinblöcke (GÖLDI et al. 1989; HEINIMANN & OPLATKA 1996). In der Praxis heisst naturnaher Wasserbau folglich: Die aus Interessen wie Hochwasserschutz, Energienutzung, Bewässerung, Melioration und Strassenbau unbedingt notwendigen Bauwerke sind als Leitplanken möglichst schonend ins Landschaftsbild einzusetzen, und dem Bach ist innerhalb dieser Leitplanken die natürliche Freiheit zu gewähren. Die natürliche Linienführung des Gewässers (s. Abb. 1) sollte dabei möglichst unverändert bleiben bzw. wiederhergestellt werden.

Der naturnahe Wasserbau erfordert einen radikalen Umdenkprozess seitens der Wasserbauingenieure, da die traditionellen Grundprinzipien des Wasserbaus in Frage gestellt werden. Es wird nicht mehr eine möglichst rasche und direkte Ableitung der Wassermassen angestrebt, die Retention wird erhöht, statt vermindert, die Rauhigkeit der Sohle wird vergrössert, statt herabgesetzt, im Uferbereich werden Bach und Umland verzahnt. Da der Hochwasserschutz durch den naturnahen Wasserbau nicht wesentlich eingeschränkt werden darf, resultiert für ein revitalisiertes Fliessgewässer mit natürlichem Lauf und dynamischem Abfluss mehr Raum, der Raum nämlich, der ihm bei der Verbauung weggenommen worden ist. Der Landbedarf ist also bei jeder Revitalisierung sehr gross, und die Landwirtschaft wird dazu einen namhaften Beitrag leisten müssen. Zusätzlich müssen für die Fliessgewässer im Landwirtschaftsgebiet Pufferzonen gefordert werden, die als Bestockung mit standortgemässen Bäumen und Sträuchern angelegt werden sollten. Dabei ist von einer zu normierten Bepflanzung abzuraten (keine «DIN-Normen», keine «grüne Verrohrung»!). Ferner müssen die strukturlosen Ufer mit dem Gewässer besser verzahnt werden; flache Ufer sind anzustreben, Erosionen an Steilufern mindestens abschnittsweise zuzulassen.

Auch können Hochwasserschutzmassnahmen ausserhalb des engeren Gewässerbereiches nötig werden (Schaffung von Hochwasserrückhalteflächen). Generelle Grundlage für Gewässerverbauungen bilden die Bundesgesetze über den Schutz der Gewässer (Art. 37–38), über den Wasserbau und über die Wasserbaupolizei.

Eine Planung und Durchführung von Gewässerrevitalisierungen umfassen folgende Probleme (s. a. LANGE & LECHER 1989):

1. politische (Interessenabwägung);
2. juristische (Landbedarf: Besitzverhältnisse);
3. finanzielle (Landkosten, Baukosten, Unterhaltskosten);
4. psychologische (Verhandlungsgeschick);
5. organisatorische (Zusammenarbeit zwischen Wasserbauingenieur, Landschaftsarchitekt und Gewässerbiologe);
6. technische (punktuelle und strukturgebende Eingriffe, keine ingenieurmässige detaillierte Planung nötig, «die Natur arbeiten lassen»).

Eine Priorisierung ist nötig, aber es empfiehlt sich eine pragmatische Strategie auf mehreren Ebenen. Da die Revitalisierung

von Fliessgewässern vordringlich ist, sollte grundsätzlich jede sich bietende Gelegenheit zu Restrukturierung von verbauten Gewässerabschnitten genutzt werden (GÖLDI et al. 1989). Es handelt sich dabei um Pilotprojekte, wo die Anstösser mitmachen, wo es keine gravierenden juristischen und finanziellen Probleme gibt – auch wenn andere Stellen dringlicher wären. Die einmal gelungene Revitalisierung wird andere überzeugen, und bei guter Öffentlichkeitsarbeit können in der Folge weitere Projekte durchgeführt werden. Damit sammelt man Erfahrungen und kann die Revitalisierungen laufend verbessern.

Erst in einer späteren Phase, oder parallel zu solchem Vorgehen, soll die grossräumige Vernetzung dieser punktuellen Revitalisierungen im ganzen Gewässersystem durch Planung im Umweltschutzamt angestrebt werden. Dieses systematische Vorgehen beinhaltet eine ökomorphologische Bestandesaufnahme (WERTH 1987, 1992; HÜTTE et al. 1995; EAWAG/BUWAL 1995), eine biologische Zustandsbeurteilung (FRUTIGER 1996) und ein Gewässerbetreuungskonzept (JUNGWIRTH & MOOG 1994). Sowohl die Gewässernutzer als auch die Gewässerschützer müssen im beiderseitigen Interesse auf das gleiche Ziel hinarbeiten: auf ein ökologisch funktionierendes Fliessgewässer. Dabei ist eine ganzheitliche Betrachtungsweise sehr wichtig, die das ganze Einzugsgebiet bzw. das ganze Ökosystem umfasst. Dies schliesst auch die interdisziplinäre Zusammenarbeit zwischen Biologen und Wasserbauingenieuren ein sowie eine ausgewogenere Interessenabwägung und eine massvollere Nutzung als bisher.

Eine sehr wichtige vorsorgliche Massnahme zum morphologischen Schutz der Fliessgewässer stellt die Vermeidung von Verbauungen an heute noch weitgehend naturnahen Abschnitten dar. Zum Beispiel sollten neue Sperren nur mit äusserster Zurückhaltung gebaut werden. Dies ist die beste Gewässerschutzmassnahme und zudem billiger und wirksamer als jede Revitalisierung! Sie muss durch entsprechende politische Vorentscheide im Bereich der Raumplanung unterstützt werden. Darunter fallen Bauverbote in Gefahrenzonen und Ausscheidung von Schutzgebieten, aber auch eine entsprechende Information und Motivation der Bevölkerung und Behörden.

Zur Revitalisierung von Fliessgewässern gehört im weiteren Sinne auch die Dotierung von genügenden Restwassermengen. Das neue Gewässerschutzgesetz schreibt die Mindestrestwassermengen vor, die bei Neukonzessionen und Neubauten zu fordern sind (Art. 29–36). Der Mindestabfluss wird mit Hilfe der sog. Matthey-Formel (AKERET 1982) auf der Basis des Q_{347} berechnet, d.h. des Abflusses, der an 347 Tagen im Jahr erreicht oder überschritten wird (BUNDI et al. 1989). Der Nachteil der gesetzlich vorgeschriebenen Mindestrestwassermengen ist nicht nur die minimale Quantität, sondern auch die fehlende saisonale Variation. Die Restwassermengen sollten deshalb wenn möglich nicht nur nach dem Buchstaben des Gesetzes, sondern nach sorgfältiger Abklärung (im Sinne eines UVB) festgelegt werden. Aus ökologischer Sicht wäre ein Minimalabfluss in der Grössenordnung von Q_{300} wünschbar (BUNDI et al. 1989; BLOESCH 1989). Zudem sollte die Abflussdynamik möglichst dem natürlichen Abflussregime entsprechen (KIEFER & SCHÄLCHLI 1991; SCHÄLCHLI 1991). In speziellen Fällen ist eine Niederwasserrinne anzulegen, um die ökologisch notwendige Strömungsvielfalt zu erhalten. Einer Kolmation der Sohle muss mit periodischen Spülungen begegnet werden. Vollständiges Trockenfallen von ganzen Gewässerabschnitten muss vermieden werden.

Gleichzeitig mit der Regelung der Restwassermengen sollten bei Neukonzessionen auch die baulichen Eingriffe durch die Wasserfassungen und -rückgaben mitberücksichtigt werden. Wenn möglich sind diese Eingriffe zu mildern, so dass die Längsvernetzung wiederhergestellt wird. Insbesondere müssen funktionstüchtige Fischtreppen bzw. Umgehungsgewässer gefordert werden.

Abb. 14: Giessen (UR) vor der Revitalisierung (Aufnahme: G. FRAUENLOB, 10.7.1992).

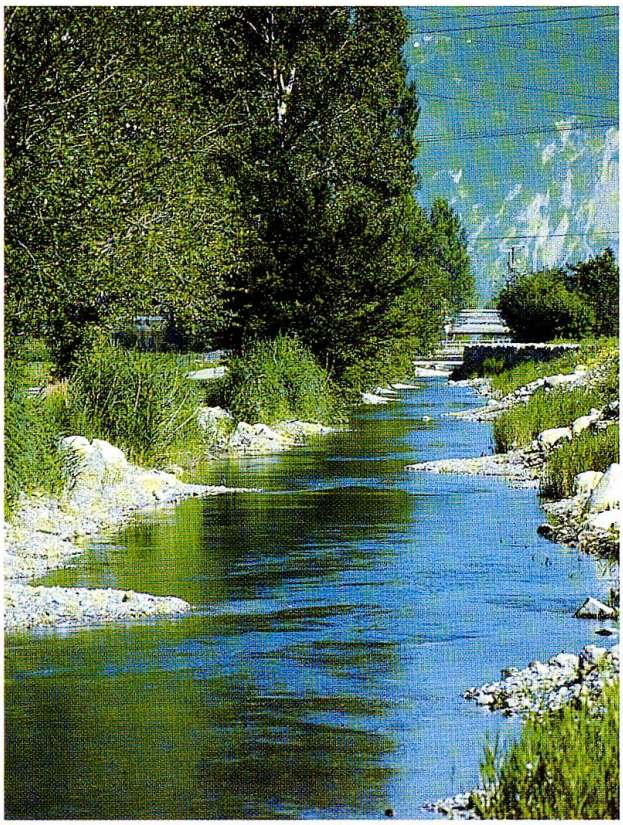


Abb. 15: Giessen (UR) nach der Revitalisierung (Aufnahme: J. BLOESCH, 15.7.1996).

Ausblick

Revitalisierung der Fliessgewässer im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees

In der EAWAG-Studie «Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees» (BLOESCH 1994a, 1994b) wurden für die Innerschweizer Kantone gemäss den im vorhergehenden Kapitel skizzierten Richtlinien allgemeine und detaillierte Massnahmen und Empfehlungen für die Revitalisierung der Fliessgewässer erarbeitet. Die Realisierung obliegt den Kantonen. Dabei spielt auch die neue Entwässerungsstrategie (Genereller Entwässerungsplan, GEP) in Siedlungsgebieten bei der Erneuerung veralteter Abwasserkanäle und bei Neubauten eine grosse Rolle (BLOESCH 1994b). Sie sieht verlangsamte Ableitungen oder Versickerungen von Meteorwasser vor, um der Versiegelung der Böden entgegenzuwirken und die Hochwasserspitzen und stossweise Belastung der Vorfluter mit Schmutzstoffen zu vermindern oder zu vermeiden. Im Rahmen des Generellen Entwässerungsplans können oft auch Revitalisierungen miteinbezogen werden. So verschmelzen qualitativer und morphologischer Gewässerschutz zum integralen Gewässerschutz.

Es versteht sich von selbst, dass solche Gewässerschutzmassnahmen viel Zeit und Geld beanspruchen. Erfreulicherweise wurden einzelne Projekte schon während der Studie in Angriff genommen. Über die Ausdolung des Remsibaches (LU) und anderer kleinerer Bäche im luzernischen Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees konnte schon in BLOESCH (1994b) berichtet werden (vgl. «Revitalisierung von Fliessgewässern im Kanton Luzern» PARAVICINI 1997). Im Kanton NW wurden in den letzten Jahren verschiedene kleinere Bäche revitalisiert (pers. Mitt. M. BOLZ). Die Revitalisierung des Reussdeltas wurde von LANG (1995) ausführlich beschrieben. Neueste Revitalisie-

rungen betreffen den Giessen (UR, Abb. 14 und 15) und die Ufer der Sarneraa bei Sarnen (OW). Es ist abzusehen, dass weitere Fliessgewässer folgen werden, z. B. Unterlauf und Delta der Engelbergeraa (pers. Mitt. M. BOLZ).

Auf der anderen Seite wurden auch neue Hochwasserschutz-Verbauungen ausgeführt (z.B. Steinibach, NW, s. Abb. 11) oder sind in Planung. An der Reuss wurden die nach den Hochwasserschäden aus dem Jahre 1987 notwendig gewordenen flussbaulichen Massnahmen zum Hochwasserschutz nach Formulierung neuer Schutzziele und unter Berücksichtigung ökologischer Kriterien durchgeführt (Kanton Uri 1996). Nach gleichem Muster wird am Unterlauf der Reuss bei Attinghausen vorgegangen (Kanton Uri 1995). Auch Schwallbetriebe (Reuss, KW Amsteg) und neue Restwasserstrecken (KW Lungern) müssen in Kauf genommen werden. Dabei werden im Sinne des Gewässerschutzgesetzes (Art. 32c: gebietsinterner Nutzungsausgleich) auch neue Lösungen mit sogenannten Ausgleichsmassnahmen, die aus ökologischer Sicht allerdings umstritten sind, angestrebt. So bleibt der pragmatische Gewässerschutz immer ein Nehmen und Geben bzw. ein Kompromiss zwischen Schutz und Nutzen.

LITERATURVERZEICHNIS

AKERET, E. 1982. Schlussbericht der interdepartementalen Arbeitsgruppe Restwasser.

BENCALA, K.E. 1993. A perspective on stream-catchment connections. – J. N. Am. Benthol. Soc. 12: 44–47.

BERNEGGER, J.-C. & BLOESCH, J. 1992. Der Einfluss der Trockenlegung einer Restwasserstrecke auf die Invertebraten-Besiedlung eines unbelasteten Bergbaches (Muota SZ). – Wasser, Energie, Luft 84: 205–211.

BINDER, W. & GRÖBMAIER, W. 1989. Möglichkeiten und Grenzen der Umgestaltung von Fliessgewässern. – In: JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., HONSOWITZ, H. (Hrsg.) Revitalisierung von Fliessgewässern. Beiträge zum Workshop in Scharfling, April 1989. Wiener Mitteilungen Wasser, Abwasser, Gewässer 88: 239–251.

BLOESCH, J. 1986. Vorstudie Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. – EAWAG-Auftrag Nr. 4711, 25. April 1986.

BLOESCH, J. 1989. Integraler Gewässerschutz: Angemessene Restwassermengen aus ökologischer Sicht. – Wasser, Energie, Luft 81: 345–347.

BLOESCH, J. 1992. Studie Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. Zuflussuntersuchung 1989. – EAWAG-Auftrag Nr. 4752, 15. September 1992.

BLOESCH, J. 1994a. Studie Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. Auswirkungen technischer Eingriffe auf die Invertebraten- und Fischfauna der Fliessgewässer. – EAWAG-Auftrag Nr. 4752, 15. Mai 1994.

BLOESCH, J. 1994b. Studie Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. Schlussbericht. – EAWAG-Auftrag Nr. 4752, 15. September 1994.

BLOESCH, J. 1996. Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. – Natur + Mensch 1/2: 28–33.

BRATRICH, CH. 1994. Ökomorphologie und Biologie der Engelbergeraa: Zustandsbewertung und Renaturierungsvorschläge. – Diplomarbeit Universität Konstanz, Fakultät für Biologie.

BRATRICH, CH. & BLOESCH, J. 1997. Zeitgemässer Hochwasserschutz an Fliessgewässern. Chancen und Grenzen einer neuen Philosophie am Beispiel der Engelbergeraa. – Wasser, Energie, Luft (im Druck).

BUNDI et al. 1989. Wasserentnahme aus Fliessgewässern: Gewässerökologische Anforderungen an die Restwasserführung. Kurzbericht der Restwassergruppe über eine Studie zur Erarbeitung ökologischer Kriterien für die Beurteilung und das Festlegen von Restwassermengen in Fliessgewässern. – Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 110, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

BWW/BUWAL, Bundesamt für Wasserwirtschaft & Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft 1991. Ursachenanalyse der Hochwasser 1987. Schlussbericht. – Mittg. BWW Nr. 5/Mittg. Landeshydrologie Nr. 15, Bern.

EAWAG/BUWAL 1995. Anleitung zur Beurteilung der schweizerischen Fliessgewässer: Ökomorphologie, Hydrologie, Fischbiologie. – Entwurf Endbericht.

FRAUENLOB, G. 1993. Die Auswirkungen technischer Einflüsse auf das Benthos alpiner Fliessgewässer im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. – Diplomarbeit Hydrolog. Fakultät Universität Freiburg i. Br.

FRUTIGER, A. 1996. Biologische Zustandsbeurteilung der Fliessgewässer. Methodenvorschlag für eine gesamtschweizerische Anwendung. – EAWAG Berichtsentwurf.

GÖLDI, CH., HOFMANN, A. & NIEDERER, H. 1989. Naturnaher Wasserbau – Fliessgewässer als Lebensraum. – GWA 69: 369–380.

HEINIMANN, H. R. & OPLATKA, M. 1996. Ingenieurbiologie. Perspektiven einer angewandten Technik. – Wasser, Energie, Luft 88: 115–119.

HÜTTE, M., BUNDI, U. & PETER, A. 1995. Konzept für die Bachentwicklung im Kanton Zürich. – Wasserwirtschaft 85: 16–20.

INSA, Inventar der neueren Schweizer Architektur (1850–1920) 1984. Aarau, Altdorf, Appenzell, Baden. – Gesellschaft für Schweizerische Kunstgeschichte (Hrsg.), Orell Füssli Verlag, Zürich.

JUNGWIRTH, M. & MOOG, O. (Hrsg.) 1994. Gewässerbetreuungskonzepte – Stand und Perspektiven. – Beiträge zur Tagung an der Universität für Bodenkultur in Wien, April 1994. Wiener Mitteilungen Wasser, Abwasser, Gewässer 120.

Kanton Uri, Abteilung Wasserbau 1995. Projekt Hochwasserschutz Reuss, Abschnitt See – Attinghausen. – Prospekt.

Kanton Uri, Amt für Tiefbau, Abteilung Wasserbau 1996. Hochwasser 1987 der Reuss bei Gurtnellen, Sicherheit für die Zukunft. – Verschiedene Artikel im Sonderdruck aus Wasser, Energie, Luft 88: 83–114.

KIEFER, B. & SCHÄLCHLI, U. 1991. Festlegung ökologisch angemessener Restwasserabflüsse. Pilotprojekt der Kraftwerke Brusio AG im oberen Puschlav. – Wasser, Energie, Luft 83: 261–264.

Landeshydrologie & -geologie 1992. Hydrologischer Atlas der Schweiz.

LANG, O. 1995. Landschaftsentwicklungsplan Reussdelta 1983, Kanton Uri. Planung – Projektierung und Umsetzung ökologischer und ökonomischer Ziele zur Rohstoffsicherung und Revitalisierung einer Flussmündung in einem alpinen Kulturlandschaftsraum. – Kurzfassung September 1995. Institut für Landschaftspflege und Umweltschutz, Ottomar Lang AG, Uster.

LANGE , G. & LECHER, K. 1989. Gewässerregelung, Gewässerpflege. Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fliessgewässern. – Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 2. überarbeitete Auflage.

LEUPPI, E., FORSTER, F. & TARJAN, D. 1991. Waldwirkung: Abflussbildung. – In: Ursachenanalyse der Hochwasser 1987. Mitteilung der Landeshydrologie und -geologie Nr. 14, Bern.

MARGOT, A., SIGG, R., SCHÄDLER, B. & WEINGARTNER, R. 1992. Beeinflussung der Fliessgewässer durch Kraftwerke (≥300 kW) und Seeregulierungen. – Karte 5.3 im Hydrologischen Atlas der Schweiz. Landeshydrologie und -geologie.

MARRER, H., JOOSTING, T. & SPÖRRI, M. 1992. Studie Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. Die Invertebratenfauna der Fliessgewässer. Datenübersicht und Kurzinterpretationen. – EAWAG-Auftrag Nr. 4752, Dezember 1992.

NAEGELI, M. 1994. Müssen Holz und Laub aus Fliessgewässern entfernt werden? – Natur + Mensch 3/94: 12–17.

NIEDERER, POZZI, ERNI & LEHMANN 1992. Engelbergeraa. – Generelles Hochwasserschutzprojekt, Kanton Nidwalden. – Hauptbericht: 77 S. & Detailbericht: 97 S.

PARAVICINI, G. 1997. Revitalisierung von Fliessgewässern im Kanton Luzern. – Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern 35: 29–41.

PETER, A. 1993. Studie Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. Die Fischfauna der Fliessgewässer. Datenübersicht und Interpretation. – EAWAG-Auftrag Nr. 4752, 14. Juli 1993.

PÜNTENER, P. 1996. Einleitung und Schutzziele. – In: Kanton Uri, Amt für Tiefbau, Abteilung Wasserbau. Hochwasser 1987 der Reuss bei Gurtnellen, Sicherheit für die Zukunft. Wasser, Energie, Luft 88: 87–88.

SCHÄLCHLI, U. 1991. Morphologie und Strömungsverhältnisse in Gebirgsbächen: ein Verfahren zur Festlegung von Restwasserabflüssen. – VAW-Mitteilungen 113.

SCHMID, W. 1958. Wildbachverbauungen und Flusskorrektionen im Einzugsgebiet der Reuss. – Wasser- und Energiewirtschaft 8/9: 201–209.

STÖCKLIN, J. 1995. Der Neubau des Kraftwerks Amsteg. – Wasser, Energie, Luft 87: 257–261.

UEHLINGER, U., NAEGELI, M. W. & MEYER, E. I. 1995. Schlüsselprozesse im Energiehaushalt von Fliessgewässern: Primärproduktion und Respiration. – GAIA 4: 166–173.

WEBER, H., HUBER, H., KATZ, W., SCHLEISS, A. & TSCHOPP, J. W. 1992. Reuss Hochwasser 1987. Schlussfolgerungen für den Hochwasserschutz im Kanton Uri. – Bauamt Uri, Abteilung Wasserbau. Altdorf.

WERTH, W. 1987. Ökomorphologische Gewässerbewertungen in Oberösterreich (Gewässerzustandskartierungen). – In: Österreichische Wasserwirtschaft 39: 122–128.

WERTH, W. 1992. Gewässerzustandskartierungen in Oberösterreich. – Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (Hrsg.) Heft 14 (Steyer), 180 S.

Dr. Jürg Bloesch
Eidgenössische Anstalt für
Wasserversorgung
Abwasserreinigung und Gewässerschutz
(EAWAG)
CH-8600 Dübendorf