

L'environnement pratique

**INFORMATIONS CONCERNANT
LA PÊCHE**

n° 75

**Conséquences
écologiques
des éclusées**

Etude bibliographique



Office fédéral de
l'environnement,
des forêts et
du paysage
OFEFP

**INFORMATIONS CONCERNANT
LA PÊCHE**

n° 75

**Conséquences
écologiques
des éclusées**

Etude bibliographique

Mit deutscher Zusammenfassung
Con riassunto in italiano

**Publié par l'Office fédéral
de l'environnement, des forêts
et du paysage OFEFP
Berne, 2003**

Editeur

Office fédéral de l'environnement, des forêts et
du paysage (OFEFP)

*L'OFEFP est un office du Département fédéral
de l'environnement, des transports, de l'énergie
et de la communication (DETEC)*

Auteurs

Peter Baumann, Dipl. phil. II, Limnex
Iris Klaus, Dipl. Natw. ETH

Photo couverture

© OFEFP/Docuphot

Commande

Office fédéral de l'environnement, des forêts
et du paysage, Documentation

3003 Berne

Fax + 41 (0)31 324 02 16

E-mail: docu@buwal.admin.ch

Internet: www.buwalshop.ch

Numéro de commande

MFI-75-F

© OFEFP 2003

Effets écologiques des éclusées — Etude bibliographique

Résumé	3
Zusammenfassung	7
Riassunto	11
1 Introduction	15
1.1 Situation initiale et objet de l'étude	15
1.2 Provenance et exploitation des données	18
2 Fondements	21
2.1 Quelques notions et paramètres	21
2.2 Hydrologie de l'exploitation par éclusées	25
3 Effets écologiques de l'exploitation par éclusées	33
3.1 Comptes rendus de travaux	33
3.2 Etude de l'exploitation par éclusées dans les Alpes	38
3.3 Effets de l'exploitation par éclusées	46
3.4 Exemples	53
4 Facteurs déterminant les effets des éclusées	69
4.1 Paramètres hydrologiques	69
4.2 Effets des éclusées sur les différents organismes	72
4.3 Caractéristiques de l'exploitation par éclusées	74
5 Mesures destinées à atténuer les effets des éclusées	81
6 Conclusions et recommandations	89
Bibliographie	97
Annexe	109

Résumé

Cette étude bibliographique passe en revue les connaissances actuelles sur les effets écologiques des éclusées et sur l'efficacité des mesures destinées à atténuer ces effets dans les cours d'eau. Pour la réaliser, nous avons concentré notre analyse sur les expérimentations pratiques menées sur des tronçons à éclusées en Suisse et dans les régions alpines voisines. Nous l'avons toutefois également étendue aux comptes rendus réunissant les résultats de nombreux travaux consacrés à l'écologie des eaux dans d'autres régions géographiques. Pour répertorier les réactions des différents cours d'eau à une exploitation par éclusées de manière aussi uniforme que possible, nous avons classé tous les résultats selon les paramètres abiotiques et biotiques mesurés (indicateurs) et selon l'influence des éclusées.

L'exploitation par éclusées désigne l'alternance d'un débit élevé (débit d'éclusée) et d'un débit faible (débit plancher) que l'on observe, souvent chaque jour, dans un cours d'eau en aval de centrales hydroélectriques fonctionnant par intermittence. En Suisse, environ 25% des centrales hydroélectriques de taille moyenne à grande provoquent ce genre de variations du débit ou y contribuent.

Le régime hydrologique naturel ne «prévoit» pas ce genre de passages réguliers et souvent rapides d'un débit plancher à un débit d'éclusées (et vice-versa), de sorte que ces variations équivalent à une perturbation, ne serait-ce que sur le plan *hydrologique*. Les résultats des travaux analysés montrent par ailleurs que cette perturbation est en général aussi d'ordre *écologique*. En effet, une comparaison avec des tronçons hydrologiquement intacts indique que les éclusées modifient la structure du cours d'eau et ses fonctions aquatiques, et peuvent aller jusqu'à lui porter atteinte.

Dans la plupart (65 à 90%) des cours d'eau étudiés, l'exploitation par éclusées entraîne une diminution des peuplements macrozoobenthique et piscicole, une modification de leur composition, ainsi qu'une augmentation de la dérive des organismes lorsque le débit augmente et de l'échouage d'organismes lorsque le débit s'abaisse. Les éclusées n'entraînent pas des modifications aussi uniformes pour les autres indicateurs ou alors ceux-ci n'ont pas encore fait l'objet d'observations systématiques. Il reste donc

impossible d'évaluer les effets des éclusées dans un cours d'eau particulier sans procéder, dans chaque cas, à une analyse spécifique détaillée.

Les connaissances portant sur certains indicateurs, tel l'échouage d'organismes, présentent encore des lacunes, notamment en ce qui concerne les cours d'eau alpins. Pour combler ces lacunes, il importe de mener des projets de recherche approfondis et des expérimentations sur le terrain.

Certains organismes ou groupes d'organismes sont extrêmement sensibles aux effets des éclusées, tandis que d'autres y résistent beaucoup mieux ou sont mieux à même de s'y soustraire.

Sur la base de plusieurs exemples, l'étude illustre quelques-uns des effets les plus fréquemment observés sur l'habitat et sur la biocénose dans les cours d'eau soumis à une exploitation par éclusées.

La morphologie, c'est-à-dire le degré d'aménagement, d'un tronçon est le principal facteur qui détermine les effets écologiques des éclusées. Une plus grande variété des structures, la présence de bancs de gravier et de berges plates par exemple, peut aussi bien atténuer que renforcer ces effets. Il convient dès lors d'en tenir compte lors de l'évaluation et, surtout, lors de la revitalisation de cours d'eau à éclusées.

Nous ne disposons à l'heure actuelle que de données indicatives sur l'importance des caractéristiques hydrologiques des éclusées. On sait ainsi peu de choses sur le rôle que jouent la fréquence et la régularité des différentes éclusées. D'ailleurs, même les paramètres ayant fait l'objet d'analyses plus approfondies, tels le rapport entre débit plancher et débit d'éclusée et le taux d'accroissement ou de diminution du débit, ne débouchent que sur une évaluation grossière de l'exploitation par éclusées, car ces paramètres ne suffisent pas pour rendre compte des effets des éclusées. Les futurs travaux devront donc s'efforcer de recenser ces effets avec davantage de précision en fonction du type d'éclusées et de leur ampleur dans les cours d'eau alpins.

L'effet de mesures destinées à atténuer les éclusées sur l'écologie des cours d'eau en milieu alpin a fait l'objet d'une analyse détaillée dans le cas de la Bregenzer Ache (Vorarlberg). Les conclusions de cette étude destinée à vérifier l'efficacité des mesures mises en œuvre ne peuvent toutefois en aucun cas s'appliquer sans autres à d'autres mesures d'atténuation ou à d'autres cours d'eau. En Suisse, les premières études de ce

genre sont actuellement en cours ou encore au stade de préparation. Des mesures d'atténuation des éclusées, parfois très poussées, sont déjà en place dans certaines centrales hydroélectriques suisses, mais leurs bienfaits pour l'écologie des eaux n'ont pas encore été évalués jusqu'ici.

Pour terminer, notre étude indique quelques pistes méthodologiques pour l'expérimentation *in situ* et pour l'évaluation des effets écologiques des éclusées.

Zusammenfassung

Die vorliegende Literaturstudie fasst den gegenwärtigen Kenntnisstand über die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes und über die Wirksamkeit von schwalldämpfenden Massnahmen in Fliessgewässern zusammen. Dazu sind hauptsächlich angewandte Untersuchungen an schwallbeeinflussten Gewässerstrecken in der Schweiz und im benachbarten Alpenraum näher ausgewertet worden. Daneben wurden aber auch bestehende zusammenfassende Darstellungen (Reviews) einbezogen, die Informationen aus zahlreichen gewässerökologischen Untersuchungen in anderen geografischen Regionen enthalten. Um die Reaktion der verschiedenen Gewässer auf den Schwallbetrieb so einheitlich wie möglich zu erfassen, wurden alle Befunde auf dieselbe Weise nach den untersuchten abiotischen und biotischen Parametern (Indikatoren) sowie nach der Art des Schwalleinflusses geordnet.

Als Schwallbetrieb bezeichnet man den Wechsel zwischen hoher (Schwall) und tiefer Wasserführung (Sunk), wie er in Fliessgewässern unter dem Einfluss von intermittierend arbeitenden Wasserkraftwerken oft täglich auftritt. In der Schweiz erzeugen ca. 25% der mittleren und grösseren hydroelektrischen Kraftwerks-Zentralen schwallartige Abflussschwankungen in den unterliegenden Fliessgewässern oder tragen dazu bei.

Der regelmässige und meist sehr rasche Wechsel zwischen Sunk und Schwall ist im natürlichen Abflussregime von Fliessgewässern nicht „vorgesehen“ und stellt deshalb schon in *hydrologischer* Hinsicht eine Störung („disturbance“) dar. Wie die ausgewerteten Untersuchungen zeigen, trifft dies in der Regel auch in *ökologischer* Hinsicht zu: Gemessen an einem hydrologisch unbeeinflussten Zustand sind die Struktur und die Funktion des Gewässersystems in vielen Schwallstrecken gestört bzw. beeinträchtigt.

Der Schwallbetrieb bewirkt in der Mehrzahl (65 – 90%) von untersuchten Gewässern eine Verminderung und eine veränderte Zusammensetzung des Makrozoobenthos- und Fischbestandes sowie eine Zunahme der bei Abflussanstieg abdriftenden und bei Abflussrückgang strandenden Organismen. Andere Indikatoren verändern sich unter Schwalleinfluss weniger einheitlich oder sind in Schwallstrecken erst vereinzelt erfasst worden. Eine detaillierte Untersuchung der jeweiligen Situation ist deshalb in jedem Fall notwendig, wenn die Schwallauswirkungen an konkreten Gewässern zu beurteilen sind.

Zu einzelnen Indikatoren wie etwa dem Stranden von Organismen bestehen v.a. bei den alpinen Gewässern noch spezifische Kenntnislücken und ein entsprechend grosser Bedarf an weiterführenden Forschungsprojekten bzw. angewandten Untersuchungen.

Gewisse Organismen oder Organismengruppen sind dem Schwallenfluss gegenüber ausserordentlich empfindlich, während andere den Störungen durch Schwälle wesentlich besser widerstehen oder ausweichen können.

Anhand ausgewählter Fallbeispiele werden einige häufig beschriebene Auswirkungen des Schwallbetriebes auf den Lebensraum und die Lebensgemeinschaft von Fließgewässern aufgezeigt.

Die Morphologie bzw. der Verbauungsgrad einer Gewässerstrecke hat einen zentralen Einfluss auf die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes. Durch eine grössere Vielfalt an flussmorphologischen Strukturen, beispielsweise durch Kiesbänke und Flachufer, können die schwallbedingten Beeinträchtigungen sowohl gemildert als auch verschärft werden. Dies ist bei der Beurteilung und besonders auch bei der Revitalisierung von schwallbeeinflussten Gewässern zu berücksichtigen.

Zur Bedeutung der Schwall-Charakteristik, erfasst anhand verschiedener hydrologischer Kennwerte, liegen erst orientierende Angaben vor. Über den Einfluss von Häufigkeit (Frequenz) und Regelmässigkeit der einzelnen Schwälle ist bislang erst Weniges bekannt. Aber auch die besser untersuchten Kennwerte wie das Schwall/Sunk-Verhältnis oder die Geschwindigkeit des Schwallanstiegs und -rückgangs können nur für eine grobe Einstufung des Schwallbetriebes herangezogen werden. Eine eigentliche Beurteilung der Schwallauswirkungen ist auf ihrer Grundlage hingegen nicht möglich. Eine bessere Erfassung dieser Auswirkungen in Abhängigkeit von Art und Ausmass des Schwallbetriebes ist für die alpinen Gewässer anzustreben.

Die Wirkung schwalldämpfender Massnahmen auf die Gewässerökologie ist im Alpenraum v.a. am Beispiel der Bregenzerache in Vorarlberg ausführlich untersucht worden. Die vorliegenden Resultate dieser Erfolgskontrolle lassen noch keine Rückschlüsse auf andere Massnahmen oder Gewässer zu. In der Schweiz sind erste entsprechende Untersuchungen im Gange oder in Planung begriffen. Einige bestehende, teilweise sehr weitgehende schwalldämpfende Massnahmen in schweizerischen Kraftwerkszentralen sind bisher aber noch nicht auf ihre gewässerökologische Wirksamkeit geprüft worden.

Für die angewandte Untersuchung und Beurteilung der schwallbedingten Auswirkungen auf die Gewässerökologie werden einige methodische Hinweise gegeben.

Riassunto

Il presente compendio riassume lo stato attuale delle conoscenze sugli effetti ecologici esercitati sui corsi d'acqua dall'onda di piena artificiale e sull'efficacia delle misure di riduzione degli effetti già adottate. A tale scopo, sono stati oggetto di un esame più approfondito soprattutto i dati emersi dalle ricerche, in Svizzera e nelle regioni alpine limitrofe, su tratti di corsi d'acqua esposti agli effetti dell'onda di piena artificiale. Inoltre sono stati presi in considerazione anche compendi (Reviews) pubblicati precedentemente, i quali hanno fornito informazioni provenienti da numerose ricerche sull'ecologia dei corsi d'acqua condotte in altre regioni geografiche. Per registrare nella maniera più uniforme possibile la reazione dei vari corsi d'acqua all'onda di piena artificiale, tutte le informazioni ottenute sono state ordinate secondo un unico criterio basato sui parametri (indicatori) abiotici e biotici esaminati, nonché sul tipo di influenza subita.

Per variazione della portata si intende l'oscillazione tra acqua alta (onda di piena artificiale) e bassa (onda negativa), così come è riscontrata spesso quotidianamente, nei corsi d'acqua a causa dell'influenza esercitata dal regime a intermittenza delle centrali idroelettriche. In Svizzera, circa il 25 per cento delle centrali idroelettriche medio-grandi produce o contribuisce a produrre nei corsi d'acqua a valle fluttuazioni di deflusso simili all'onda di piena artificiale.

L'oscillazione regolare e spesso molto repentina tra afflusso e deflusso dell'onda non è "prevista" nel regime di deflusso naturale dei corsi d'acqua e dal profilo idrologico rappresenta quindi un'interferenza ("disturbance"). Come si evince dalle ricerche condotte, tale constatazione è, di regola, valida anche dal profilo ecologico: rispetto allo stato idrologico non influenzato, in numerosi tratti soggetti all'onda di piena artificiale, la struttura e la funzione del sistema del corso d'acqua sono disturbate o danneggiate.

La variazione della portata provoca nella maggioranza (65 – 90%) dei corsi d'acqua esaminati una diminuzione e una modifica della composizione delle popolazioni di macrozoobenthos e di pesci, ma anche un aumento di organismi spinti alla deriva dall'aumento del deflusso e arenati a causa del deflusso in calo. Altri indicatori soggetti all'influenza esercitata dall'onda di piena artificiale variano in modo meno uniforme,

oppure nei corsi d'acqua interessati da tale fenomeno sono stati registrati soltanto in singoli casi. Un'indagine dettagliata della situazione è pertanto indispensabile per valutare in termini concreti gli effetti esercitati dalle onde di piena artificiale su corsi d'acqua reali.

Per quanto riguarda singoli indicatori, quali per esempio l'arenarsi di organismi, lo stato delle nostre conoscenze, soprattutto sui corsi d'acqua alpini, presenta ancora delle lacune specifiche. Di conseguenza, è molto sentita l'esigenza che siano eseguiti progetti di ricerca o di ricerca applicata più approfonditi.

Certi organismi e gruppi d'organismi sono straordinariamente sensibili all'influenza esercitata dall'onda di piena artificiale, mentre altri resistono molto meglio ai disturbi che causa o sono in grado di eluderli.

Partendo da casi esemplari appositamente scelti, lo studio illustra alcuni effetti, sovente descritti, che la variazione della portata esercita sull'habitat e sulla biocenosi dei corsi d'acqua.

La morfologia di un corso d'acqua, ossia l'estensione degli interventi edili subiti, esercita un'influenza centrale sugli effetti ecologici della variazione della portata. Una maggiore varietà delle strutture morfologiche fluviali, per esempio banchi di ghiaia e rive piane, può alleviare ma anche aggravare i danni provocati dalla variazione. Nell'ambito della valutazione e, soprattutto, della rivitalizzazione dei corsi d'acqua influenzati dall'onda di piena artificiale bisogna tenerne conto in maniera adeguata.

Sull'importanza delle caratteristiche dell'onda di piena artificiale, rilevata in base a diversi parametri idrologici, disponiamo soltanto di informazioni orientative. Sono infatti ancora esigue le conoscenze sull'influenza esercitata dalla frequenza e dalla regolarità delle singole onde di piena artificiale. Ma persino i parametri più esaminati, come il rapporto fra il deflusso fra i due estremi dell'oscillazione o la velocità dell'aumento e del calo dell'onda, non possono essere consultati che per una valutazione approssimativa della portata dell'onda di piena artificiale. Una vera e propria valutazione dei suoi effetti su tali basi è, per contro, impossibile. Per quanto riguarda i corsi d'acqua alpini, si deve mirare a migliorare il rilevamento di tali effetti, legati al tipo e all'entità della variazione della portata. Nello spazio alpino l'efficacia delle misure di riduzione degli effetti dell'onda di piena artificiale sull'ecologia dei corsi

d'acqua è stata esaminata esaustivamente soprattutto sull'esempio della "Bregenzerache" nella regione del "Vorarlberg". Per il momento, i risultati ottenuti in seguito al controllo dei risultati non permettono di trarre conclusioni su altre misure o altri corsi d'acqua. In Svizzera, prime indagini in tal ambito sono state avviate o sono ancora in fase di pianificazione. Alcune misure di riduzione degli effetti dell'onda di piena artificiale, in parte molto ampie, già realizzate in alcune centrali idroelettriche svizzere, non sono però ancora state esaminate per quanto attiene alla loro efficacia dal profilo dell'ecologia delle acque.

Sull'indagine applicata e sulla valutazione degli effetti subiti dall'ecologia dei corsi d'acqua a causa dell'onda di piena artificiale sono state aggiunte alcune indicazioni metodiche.

1 Introduction

1.1 Situation initiale et objet de l'étude

Les centrales hydroélectriques qui disposent d'un bassin d'accumulation turbinent de manière intermittente pour couvrir la demande d'énergie aux heures de pointe. Leur fonctionnement intermittent provoque des variations de débit artificielles et régulières au fil de la journée dans les cours d'eau de taille moyenne à grande. Divers effets potentiels de ce type d'exploitation sur l'hydrologie et sur l'écologie des cours d'eau concernés sont connus et décrits, mais de manière approximative, pour la région alpine, dans FORSTENLECHNER *et al.* (1997) p. ex. Ce compte rendu et d'autres compilations du même genre se réfèrent souvent aux résultats de quelques rares études effectuées dans cette région (étude de la Bregenzer Ache ou de la Drau, p. ex.). En effet, s'il existe certes toute une série de travaux récents menés en Suisse et dans les pays voisins sur divers tronçons à éclusés, leurs résultats n'ont pas encore été exploités et comparés. Une partie de ces résultats ne figurent ainsi que dans des rapports spécialisés publiés par des instituts universitaires ou par des entreprises privées, de sorte qu'ils sont peu accessibles (littérature grise).¹

Un premier bilan des connaissances sur l'exploitation par éclusées dans les cours d'eau suisses a été établi sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP). L'étude en question s'est penchée sur les aspects hydrologiques et techniques de ce genre d'exploitation et s'est également attachée à décrire les mesures permettant d'atténuer les effets des éclusées» (LIMNEX, 2001). Elle a identifié 92 centrales hydroélectriques qui provoquent des variations de débits assimilables aux éclusées ou qui y contribuent (figure 1).² Si l'on tient compte des centrales qui n'ont pas été recensées, environ 25% des centrales suisses moyennes à grandes (dont la puissance

¹ Les auteurs d'ECONCEPT (1999) ont constaté qu'il n'existait à l'époque aucune étude présentant les effets locaux des centrales hydroélectrique sur la faune et sur la flore, qui soit valable pour l'ensemble de la Suisse.

² A titre de comparaison, LAUTERS (1995) a dénombré 144 centrales qui fonctionnent par éclusées dans le parc de centrales d'Electricité de France.

installée dépasse 300 kW) provoquent de brusques variations de débit dans les cours d'eau en aval. Cet ordre de grandeur correspond à la proportion (30%) des cours d'eau qui subissent de toute évidence les effets d'une exploitation par éclusées sur l'ensemble des sites faisant l'objet d'observations hydrologiques (stations hydrométriques du Service hydrologique et géologique national). Comme on le supposait, la plupart des tronçons à éclusées se situent sur les grandes rivières qui coulent au fond des vallées ou sur leurs gros affluents directs. Or ce sont justement ces cours d'eau qui subissent déjà de plein fouet les effets des activités humaines (corrections du lit, aménagement des rives, déversement d'eaux usées, etc.). Si l'on considère le nombre *et* le type de cours d'eau touchés, le problème de l'exploitation par éclusées occupe une place non négligeable en Suisse.

Venant compléter l'étude LIMNEX (2001), la présente étude recense et décrit de manière plus détaillée les données de base concernant les aspects suivants de l'exploitation par éclusées:

- Effets sur la structure et sur la fonction écologique du cours d'eau;
- Efficacité des mesures d'atténuation déjà mises en place.

L'étude bibliographique s'est concentrée sur les analyses de cours d'eau à éclusées en Suisse et dans les régions alpines proches de notre pays. Nous avons néanmoins aussi pris en compte des compilations de travaux consacrés à l'exploitation par éclusées et à ses effets dans nombre d'autres régions géographiques.

La présente étude avait pour objectif de faire le bilan – tout en identifiant les lacunes – des connaissances actuelles sur les effets écologiques de l'exploitation par éclusées, ainsi que sur les mesures à même d'améliorer la situation écologique des tronçons à éclusées. Elle doit donc fournir des bases d'évaluation et de décision utiles aux autorités exécutives chargées de la pêche, de l'utilisation des eaux ainsi que celles compétentes en matière de protection des eaux et de l'environnement. Elle peut aussi servir de point de départ à la préparation et à la réalisation d'autres études *in situ* sur des tronçons à éclusées.



Fig. 1: Centrales hydroélectriques suisses fonctionnant par éclusées (puissance installée > 300 kW). Tiré de LIMNEX (2001).

1.2 Provenance et exploitation des données

Pour dresser le bilan des connaissances actuelles sur les effets écologiques de l'exploitation par éclusées dans les cours d'eau alpins, nous avons collecté et exploité des données provenant des sources suivantes:

- Publications scientifiques (y compris les thèses de doctorat et les travaux de diplôme);
- Expertises et rapports scientifiques commandés par des services privés ou publics, non publiés ou diffusés de manière limitée (y compris les rapports d'études d'impact sur l'environnement [EIE]);
- Données non publiées provenant d'études sur l'écologie de tronçons de cours d'eau subissant les effets d'une exploitation par éclusées (tronçons à éclusées).

Ces trente dernières années, les effets écologiques de l'exploitation par éclusées ont fait l'objet de nombreux travaux de recherche et d'expérimentations sur le terrain, principalement en Amérique du Nord mais de plus en plus aussi en Europe. Pour les besoins de la présente étude, nous avons dû sélectionner dans cette littérature primaire les ouvrages qui concernent la Suisse et les régions alpines voisines; la délimitation de la région alpine étant reprise selon CIPRA (1992). Nous avons ainsi exploité en détail les études sur les effets des éclusées dans huit cours d'eau en Suisse, trois en Autriche et deux en France.

Quelques autres travaux contiennent des analyses réalisées sur des tronçons de cours d'eau suisses qui subissent également des variations de débit, dues à des éclusées ou à d'autres motifs (MARRER & KLÖTZLI, 1980; GERSTER, 1989; AQUA PLUS, 1990; FRANCHE-COMTÉ, 1994; MÜRLE, 2000; UHLMANN, 2001; WALTHER, 2002; BAUR, 2002). Nous les avons inclus dans cette étude à titre d'information.

Outre les ouvrages mentionnés ici, d'autres travaux, dont certains très détaillés, sont consacrés aux effets des éclusées dans les rivières d'Autriche. Nous n'avons malheureusement pas pu les inclure dans l'étude car nous n'avons pas pu en prendre connaissance suffisamment tôt. Relevons par exemple les analyses portant sur les rivières suivantes: l'Enns (JUNGWIRTH & SCHMUTZ, 1987; KRAUS & STERN, 1993), la

Salzach (WIESBAUER *et al.*, 1991) et la Ziller (EISNER & PANEK, 1993).³ Nous n'avons hélas pas non plus pu exploiter entièrement les données du seul rapport dont nous avons connaissance sur les effets des éclusées dans une rivière alpine d'Italie, la Falschauer dans le Tyrol du Sud (MOOG *et al.*, 1998). Enfin, à titre d'information, nous avons également inclus dans ce travail une étude sur le peuplement macrozoobenthique de deux tronçons à éclusées de la Saalach, en Bavière (MORITZ *et al.*, 1999). Cette rivière n'appartient pas à la région alpine qui nous intéresse et subit, contrairement aux autres tronçons étudiés, des variations de débit provoquées par une centrale au fil de l'eau qui exploite une retenue d'eau (chapitre 2.1).

Les nombreuses études consacrées ces dix dernières années en France au régime d'éclusées portent sur des cours d'eau à l'extérieur de la région alpine (Bretagne, Pyrénées et Massif central). Pour prendre toutefois en compte ces données d'importance européenne, nous avons inclus dans notre étude les travaux de VALENTIN (1995) sur l'Ance du Nord (un affluent du cours supérieur de la Loire) et sur la Fontaulière (un affluent de l'Ardèche). La première de ces rivières se trouve dans le département de la Haute-Loire et la seconde dans le département de l'Ardèche, à l'ouest de la vallée du Rhône. Les tronçons à éclusées étudiés sont tous deux proches du confluent et se situent entre 300 et 500 mètres d'altitude.

L'analyse approfondie de ces travaux comprend les étapes et les aspects suivants:

1. Identifier et compiler les modifications morphologiques, hydrauliques, physico-chimiques et biologiques recensées dans les cours d'eau à éclusées (chapitre 3.2). Ces modifications ont été recensées sur la base de paramètres abiotiques et biotiques, utilisés comme indicateurs de la structure et des fonctions des cours d'eau.
2. Tenter d'identifier des liens entre, d'une part, le type de cours d'eau et, d'autre part, l'importance de l'exploitation par éclusées ainsi que le type et l'ampleur des effets constatés (chapitre 4). Ce chapitre fournit également quelques pistes trouvées dans la littérature sur la manière de concevoir une exploitation par éclusées supportable pour l'environnement.

³ Ces études sont résumées dans EISNER (1998) et dans VERBUND (2001).

3. Présenter quelques mesures à même d'atténuer l'effet des éclusés et les améliorations que ces mesures engendrent dans un cas concert (Bregenzer Ache; chapitre 5).

Afin de recenser, ne serait-ce que dans les grandes lignes, les nombreux résultats provenant d'autres régions géographiques, l'étude a également porté sur les comptes rendus résumant les travaux existants (chapitre 3.1). Pour autant que les indications fournies le permettent, les paramètres modifiés (indicateurs) par les éclusées ont été classés dans les mêmes catégories que pour les études portant sur des cours d'eau alpins.

Le chapitre 3.3 dresse le bilan des connaissances actuelles sur les effets écologiques des éclusées en compilant les résultats recensés dans les diverses publications examinées (comptes rendus généraux et études portant sur des rivières alpines). Le chapitre 3.4 reprend ensuite quelques cas précis pour expliquer les effets écologiques potentiels tels qu'ils ont été observés dans divers tronçons à éclusées.

Le chapitre 6 résume les conclusions de l'étude et donne des recommandations sur la suite à donner aux travaux consacrés à l'exploitation par éclusées en Suisse. Il reprend également les indications méthodologiques concernant les études *in situ* sur les tronçons à éclusées, qui figurent déjà dans LIMNEX (2000b).⁴

Les annexes au présent rapport contiennent une bibliographie et une compilation des résultats présentés dans les comptes rendus de travaux.

⁴ Cette étude, réalisée dans le cadre du projet «Ökostrom» (courant écologique) de l'EAWAG (BRATRICH & TRUFFER, 2001), a déjà examiné et comparé les méthodes appliquées par la majeure partie des travaux mentionnés ici sur les effets des éclusées en Suisse. Cette étude ne s'était toutefois pas penchée sur le contenu de ces travaux ni sur leurs résultats.

2 Fondements

2.1 Quelques notions et paramètres

Dans la présente étude, le terme «éclusée» (ou débit d'éclusée) désigne un débit élevé non naturel provoqué par le turbinage d'eau dans une ou plusieurs centrale(s) hydro-électrique(s) située(s) en amont. Par expression «débit plancher» on entend le débit minimum entre les débits d'éclusée, c'est-à-dire pendant les périodes où la demande d'électricité est réduite (le plus souvent la nuit et en fin de semaine; figure 2). La succession de débits différents, autrement dit les variations plus ou moins régulières des niveaux de débit, est appelée régime d'éclusées ou exploitation par éclusées («hydro-peaking», «flow fluctuations»)⁵. Selon les pays et les usages, l'allemand distingue les notions de «Schwellbetrieb» et de «Schwallbetrieb». La première de ces notions s'applique uniquement au fonctionnement intermittent de centrales au fil de l'eau à basse chute (le plus souvent des centrales en rivière). Dans ce genre de système, on utilise des retenues, de capacité en général très faible, pour accroître momentanément (pendant quelques heures) la production de centrales isolées ou d'une succession de centrales (FELKEL, 1959). Notre étude s'intéresse uniquement à l'exploitation par éclusées propre à des centrales à chute moyenne ou forte, alimentées par de véritables bassins d'accumulation.

Voici les principaux paramètres utilisés pour caractériser les régimes hydrauliques en cas d'exploitation par éclusées et pour classer les effets des éclusées (figure 2):

- le **rapport** entre débit d'éclusée maximal et débit plancher minimal (entre éclusée et débit plancher) exprimé en m³/s ou par un rapport (x : 1);
- la **différence de niveau d'eau** entre débit d'éclusée maximal et débit plancher minimal (en m ou cm). On remplace parfois la grandeur verticale du niveau d'eau

⁵ Pour distinguer ces variations de débit relativement brèves et dues surtout à l'exploitation hydro-électrique, Hunter (1992) utilise la notion de «flow alterations» pour désigner les modifications plus durables du régime hydraulique, engendrées par le stockage d'eau destinée à diverses activités humaines (comprenant aussi, outre l'exploitation hydroélectrique, l'irrigation, l'approvisionnement en eau potable, etc.).

par la grandeur horizontale (rétrécissement ou élargissement du lit inondé, largeur de la zone de marnage) en mètres;

- la **vitesse maximale** du changement de débit, c'est-à-dire le **taux maximum** de l'accroissement et de la diminution du débit (en m^3/s par minute). Lorsque les données disponibles permettent de le faire, on peut également indiquer le taux d'augmentation ou d'abaissement du niveau d'eau, ou d'élargissement et de rétrécissement de la largeur du cours d'eau (en cm/min ou en m/h , p. ex.).

LIMNEX (2001) examine les données hydrologiques relevées pendant une semaine d'hiver froide et sèche (du 22 au 28 février 2001) dans 30 voire 31 stations hydrométriques sur des cours d'eau suisses moyens à grands, soumis à un régime d'éclusées. Les rapports entre débit d'éclusee et débit plancher se situaient entre 1,3 : 1 et 30 : 1, tandis que la différence du niveau d'eau variait de 10 à 209 cm (figure 3). Ces ordres de grandeurs correspondent aux valeurs dont font état la plupart des travaux portant sur des tronçons à éclusées étudiés de près en Suisse (chapitre 3.2). Dans deux cas exceptionnels (l'un en France et le second en Suisse), l'amplitude des variations de débit est nettement plus grande encore:

- Dans l'un des deux tronçons à éclusées de la Fontaulière, le rapport débit d'éclusee/débit plancher a parfois atteint 105 : 1 (VALENTIN, 1995, 1997).
- En 1989 et en 1990, le débit du Secklisbach (NW) a varié entre 0 (débit plancher; marmites torrentielles alimentées par les eaux souterraines) et environ $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$ (débit d'éclusee maximal). Un affluent latéral non exploité, qui se jette dans le Secklisbach environ 150 m en aval, relevait à nouveau le débit plancher pour le faire passer à quelque 100 l/s, réduisant ainsi le rapport débit d'éclusee/débit plancher à 10 : 1 (AMMANN, 1993).

Dans la Canex Fork River (Tennessee, Etats-Unis), il arrive que le débit soit multiplié par cent (il passe alors de $2,75$ à $345 \text{ m}^3/\text{s}$) en l'espace de 30 minutes (GORE *et al.*, 1989, 1994). Pendant ce même laps de temps, le niveau d'eau monte de 3,5 m environ. PETTS (1984) décrit un autre cours d'eau aux Etats-Unis où le débit et le niveau d'eau en aval de barrages hydroélectriques connaissent des variations plus grandes encore.

Pour toute une série de centrales hydroélectriques suisses, LIMNEX (2001) présente par ailleurs les taux maximums des variations du débit dans les eaux turbinées (effluent de

la centrale). Ces taux se situaient entre 0,5 et 13,1 m³/s par minute pour l'augmentation du débit, et entre 0,6 et 10,3 m³/s par minute pour la diminution du débit. Dans les tronçons situés immédiatement en aval de la restitution d'eau, l'augmentation et la diminution du débit sont en général déjà très atténuées (voir chapitre 2.2).

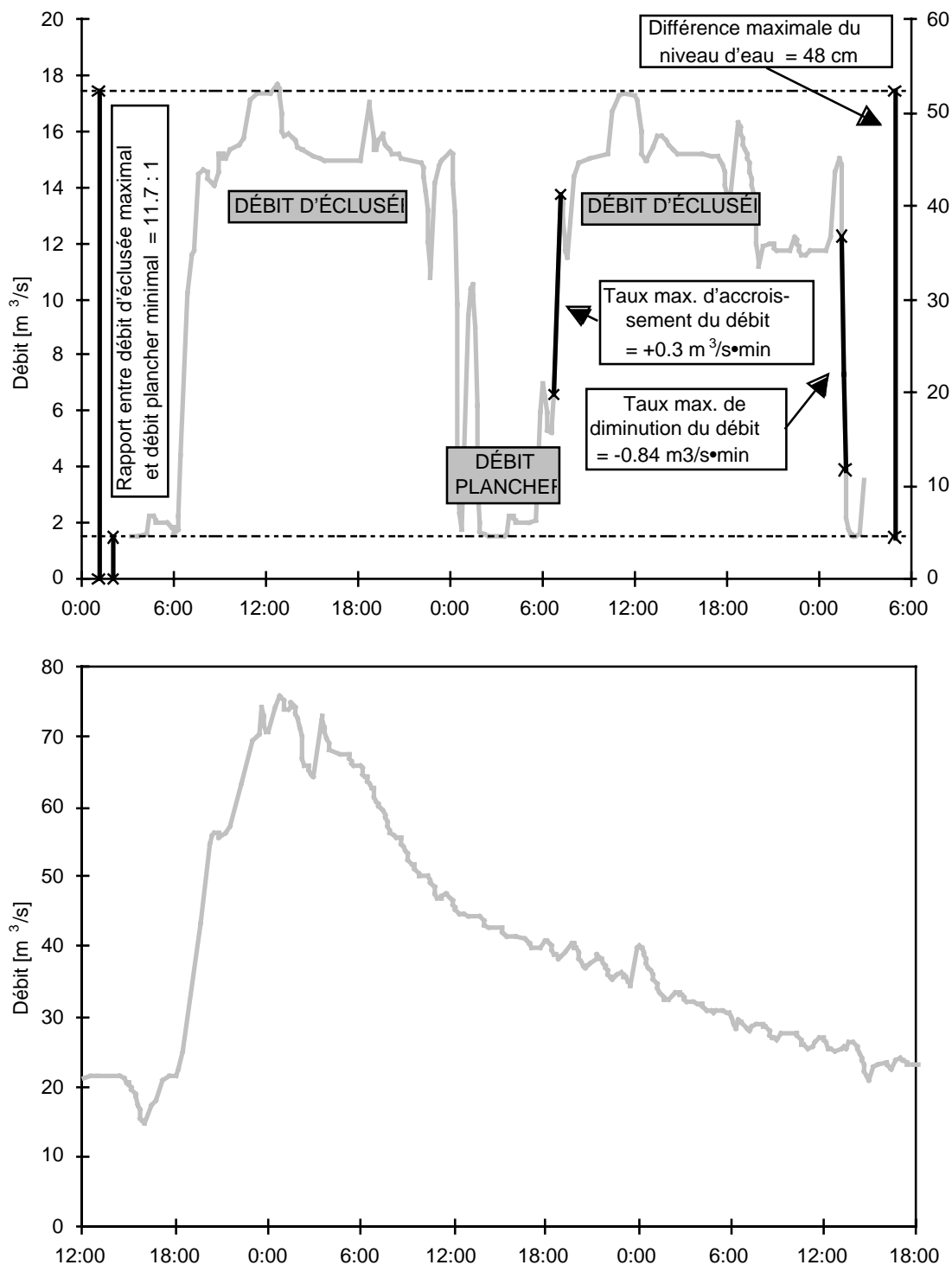


Fig. 2: En haut: régime d'éclusées représenté par les variations du débit et du niveau d'un cours d'eau à éclusées caractéristique (ligne épaisse grise). En bas: variation du débit de l'Orbe, représentée pour les mêmes intervalles de temps, pendant la crue du 8 au 12 décembre 2000 (station hydrométrique du Chalet). A la même période, la centrale hydroélectrique située en aval a turbiné sans interruption entre 15 et 18 m^3/s (avec une baisse passagère à 10 m^3/s lorsque le débit de crue était en hausse). Données tirées de LIMNEX (2001).

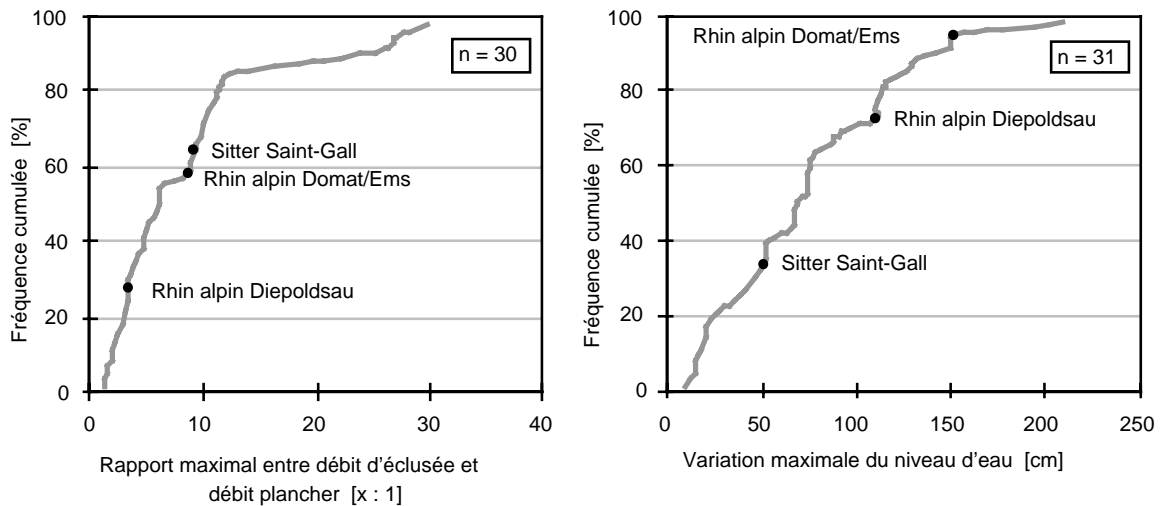


Fig. 3: Fréquence cumulée des amplitudes maximales du débit (à gauche) et des variations maximales du niveau d'eau (à droite) à différents emplacements sur des cours d'eau suisses à éclusées, au cours de la semaine du 22 au 28 février 2001. Les points correspondent aux valeurs mesurées dans deux cours d'eau qui figurent parmi les exemples présentés au chapitre 3.4. Les données sont tirées de LIMNEX (2001) et les graphiques sont repris de ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001) et complétés.

2.2 Hydrologie de l'exploitation par éclusées

POFF *et al.* (1997) rangent le débit et ses variations dans le temps (régime hydrologique) parmi les principaux facteurs («master variable») qui régissent les processus abiotiques et biotiques dans un cours d'eau et qui exercent ainsi une influence prépondérante sur la qualité, autrement dit sur la fonctionnalité, écologique («ecological integrity») d'un cours d'eau. L'influence exercée par le débit est, pour sa part, mesurée au moyen des cinq indicateurs suivants:

- Le débit qui s'écoule pendant un temps donné;
- La fréquence avec laquelle un débit donné est atteint, voire dépassé, au cours d'une période donnée;
- La durée de certaines amplitudes de débit au cours d'une période donnée;
- La régularité, autrement dit la prédictibilité, de certaines amplitudes de débit;
- La vitesse à laquelle intervient la variation entre les différents niveaux de débit.

L'exploitation par éclusées influe à l'évidence sur chacun de ces indicateurs et provoque ainsi une forte modification des conditions naturelles d'écoulement. Dans les cours d'eau alpins, les effets de ce type d'exploitation sont les plus marqués en hiver, car c'est à cette période de l'année que les pics de la demande en énergie (éclusées maximales) interviennent lors de la période naturelle des basses eaux (débit plancher minimal). Les éclusées interrompent alors, à intervalles brefs et parfois irréguliers (seulement les jours ouvrables p. ex.), les débits réguliers et faibles qui règneraient en toute probabilité pendant une période relativement longue (pendant des mois, voire des semaines) dans un cours d'eau ne subissant pas l'influence des éclusées. SPINDLER *et al.* (2002) décrivent ce phénomène dans le cas de l'Inn (au Tyrol) en comparant les variations journalières moyennes du niveau d'eau dans des conditions hydrologiques naturelles (de 1931 à 1940) et dans le cas d'une exploitation par éclusées (de 1999 à 2000):

«A l'origine, les variations journalières du niveau de l'Inn pendant l'hiver et jusqu'au mois d'avril, c'est-à-dire pendant la période de frai de la plupart des poissons vivant dans la rivière, étaient inférieures à 5 cm. Les variations maximales survenaient pendant la période de crue, en juillet, et se situaient entre 25 et 30 cm environ. Les variations de cette amplitude caractérisent à présent le mois de mai et constituent les variations journalières du niveau d'eau les plus faibles sur l'ensemble de l'année. Pendant la période à laquelle le frai et les embryons de salmonidés se développent, les variations journalières de niveau atteignent près de 50 cm. En avril, ces variations se situent entre 30 et 40 cm environ.» [Traduction]

Dans la plupart des cas, les variations rapides et brutales de débit que provoque une exploitation par éclusées n'ont pas d'équivalent dans un régime naturel. Pour s'en rendre compte, il suffit de comparer le graphique représentant les variations du débit dans un tronçon à éclusées et l'évolution du débit lors d'une crue engendrée par des précipitations dans l'Orbe (figure 2). Dans le second cas, l'accroissement du débit (courbe ascendante) ne dépasse pas 0,3 m³/s par minute et la réduction du débit (courbe descendante) atteint au maximum 0,2 m³/s par minute (si l'on ne tient pas compte des variations qui interviennent pendant la pointe de crue). Sous l'effet des éclusées, on a observé dans le même tronçon de l'Orbe, mais à d'autres périodes, des vitesses maximales de 0,9 m³/s par minute pour l'accroissement du débit et de 1,0 m³/s par minute pour la diminution du débit (LIMNEX, 2001).

L'influence de l'exploitation par éclusées ressort également des données recueillies par HUNTER (1992) dans une rivière à régime hydrologique naturel (Sauk River) et dans une rivière à régime d'éclusées (Skagit River), dans l'Etat de Washington aux Etats-Unis.

Pour chacun de ces cours d'eau, les scientifiques ont observé les variations horaires du niveau d'eau sur près de deux ans et obtenu ainsi deux séries de plus de 17 000 mesures chacune. La figure 4 illustre la fréquence d'apparition de toutes les données, réparties en catégories de grandeurs. Cette figure montre qu'une part des mesures légèrement plus grande (98%) effectuées dans la Sauk River et une part légèrement plus petite (94%) de celles effectuées dans la Skagit River correspondent à un niveau d'eau inchangé ou variant faiblement (± 5 cm/h). Il importe de considérer ici les différences qui séparent les deux rivières pour ce qui est des grandes variations de débit. Celles-ci se sont en effet révélées nettement plus fréquentes dans la rivière à éclusées et sont en majeure partie intervenues en dehors des périodes de crues naturelles. Cette différence apparaît clairement dans l'abaissement du niveau d'eau: on constate certes que des baisses de niveau inférieures à -5 cm/h surviennent à la même fréquence pendant les périodes de crues dans les deux rivières (à savoir environ 100 fois en l'espace de deux ans, c'est-à-dire pendant environ 100 h au total). Dans la Skagit River, on a toutefois encore enregistré des baisses de niveau situées entre -5 et -15 cm/h qui surviennent environ 400 fois alors que le débit naturel est plus faible voire en période de basses eaux. Cet abaissement rapide du niveau d'eau (ou diminution du débit) en période de faible débit constitue un phénomène hydrologique que l'on n'observe jamais dans la Sauk River. En période de forte hausse du niveau d'eau, les mesures effectuées dans les deux rivières présentent des différences similaires, quoique moins marquées (figure 4).

POFF *et al.* (1997) constatent que les variations journalières d'un régime d'éclusées n'appartiennent pas au «répertoire hydrologique» naturel et que les perturbations («disturbance») fréquentes et imprévisibles provoquées par les éclusées rendent les conditions de vie dans le cours d'eau très inhospitalières. Après avoir analysé les mesures du débit dans l'Ance du Nord sur plus de 7,5 mois, VALENTIN (1995) constate également que l'exploitation par éclusées, comparée à un régime hydrologique naturel, représente une perturbation au sens de RESH *et al.* (1988). Elle ajoute toutefois que la succession souvent régulière des éclusées peut théoriquement engendrer un tout nouveau régime hydrologique qui présente aussi une certaine prédictibilité.⁶

⁶ Selon RESH *et al.* (1988), il y a perturbation lorsque des facteurs abiotiques (ici le débit) se situent au-delà ou en deçà d'une marge statistiquement prévisible. Une autre définition de la notion écologique de

HUNTER (1992) s'est également penché sur un autre aspect hydrologique du régime d'éclusées: l'atténuation («attenuation») d'une éclusée et son décalage dans le temps («lag time») lorsque l'on s'éloigne du point de restitution. Dans la Skagit River (voir ci-dessus), tant la différence maximale du niveau d'eau que la vitesse maximale de l'abaissement de ce niveau (entre débit d'éclusée et débit plancher) diminue sensiblement le long du tronçon de 64 km qu'il a observé (tableau 1). Dans les tronçons partiels, séparés par des stations de mesure intermédiaires, les paramètres mesurés ont suivi des évolutions très différentes (surtout si l'on considère que ces différents tronçons avaient tous la même longueur). L'atténuation progressive de l'éclusée faisait par ailleurs que la durée d'un «passage» en amont augmentait tout d'abord rapidement puis toujours moins vite. Selon le tronçon considéré, le décalage de l'éclusée se situait entre 5 et 8 minutes/km, ce qui correspond à une vitesse de propagation ou d'écoulement de 2 à plus de 3 m/s. On a aussi enregistré des vitesses de propagation de 1,5 à 2,5 m/s dans d'autres rivières nord-américaines (HUNTER, 1992).

Dans le Rhin alpin, les niveaux d'eau enregistrés aux stations hydrométriques de Maienfeld et de Lienz indiquent que le tronçon de 36,5 km qui les sépare a connu des variations de débit similaires (figure 5):

- La différence maximale de niveau diminue pour passer de 67,9 à 40 cm (soit en moyenne de 0,8 cm/km);
- Le taux maximal de hausse du niveau d'eau diminue pour passer de 30,2 à 19 cm/h (de 0,3 cm/h*km). Les données disponibles n'ont toutefois permis de déterminer ni la durée de l'éclusée ni la vitesse à laquelle le niveau d'eau retourne à la normale;
- L'arrivée de l'éclusée est décalée de 4 heures environ (soit de 7 min/km), ce qui correspond à une vitesse de propagation de 2,4 m/s.

Entre ces deux stations hydrométriques, le Rhin alpin ne reçoit que quelques rares affluents petits à moyens, dont l'écoulement est relativement constant en hiver. Après la station de Lienz, non loin en aval, une rivière également soumise à une exploitation par éclusées, l'Ill, se jette dans le Rhin. Cet affluent a pour effet d'accroître à nouveau et de

perturbation, selon POFF (1992), se fonde toutefois sur la *réaction de la* biocénose à l'influence subie. Dans ce sens, l'exploitation par éclusées constatée dans l'Ance du Nord par VALENTIN (1995) constitue dans tous les cas une perturbation.

prolonger l'écluse dans le Rhin alpin telle qu'elle est mesurée 14 km en aval, à la station de Diepoldsau (figure 5).

Ce sont notamment le nombre et la taille des affluents que reçoit le cours d'eau, ainsi que la morphologie de son lit qui déterminent la vitesse à laquelle l'écluse s'atténue (HUNTER, 1992). En effet, un affluent entraîne un accroissement global du débit et une diminution relative de la différence entre débit d'écluse et débit plancher, à condition toutefois que le débit de cet affluent ne soit pas simultanément accru par une écluse (voir p. ex. le cas de l'Ill dans la figure 5). De nombreux éléments morphologiques, tels que des cuvettes, des chenaux secondaires ou des sections d'écoulement plus larges, «amortissent» l'écluse en retenant temporairement une partie des eaux. Ces éléments à effet tampon déterminent également la longueur du tronçon dans lequel les effets de l'écluse se font sentir. Comme l'ont déjà montré les exemples mentionnés ci-dessus, la longueur du tronçon concerné peut être considérable. LAUTERS (1995) estime que près de la moitié des 144 tronçons à éclusées recensés en France mesurent plus de 20 km. MOOG (cité dans MOOG & CHOVANEC, 1998) juge quant à lui que les éclusées dans les cours d'eau de taille moyenne influencent la biocénose encore 40 km en aval de l'ouvrage qui les produit.

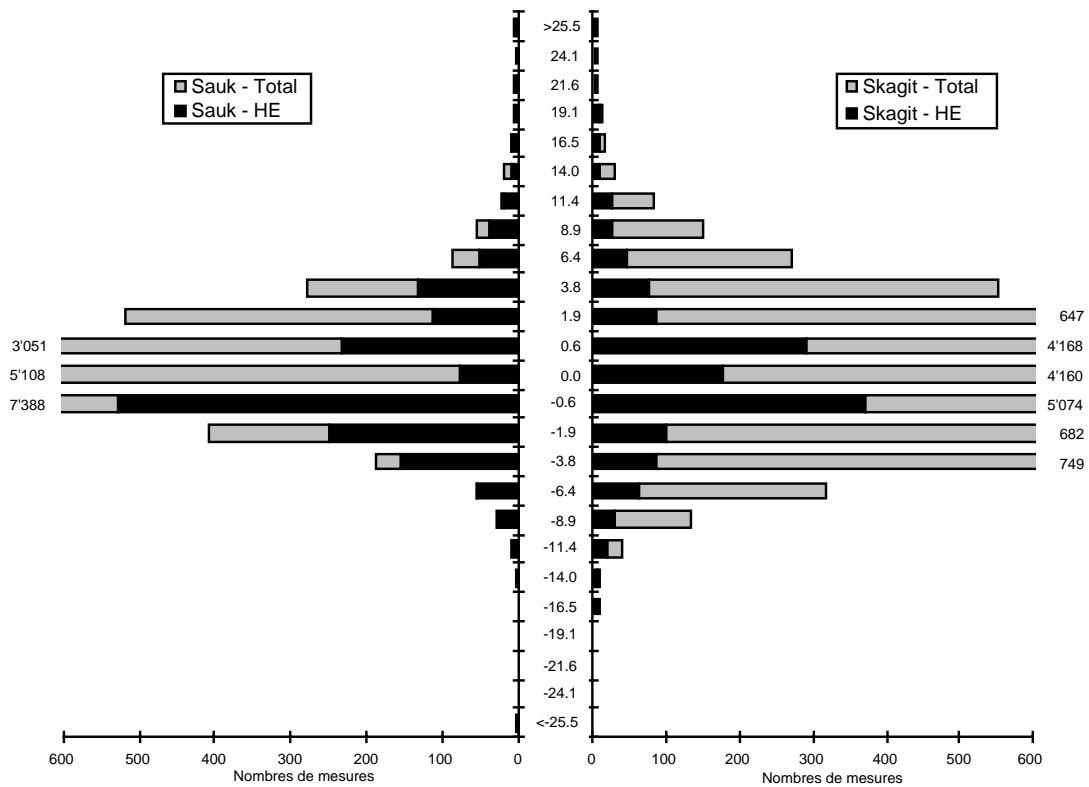


Fig. 4: Répartition de la fréquence des hausses (valeurs positives) et des baisses (valeurs négatives) du niveau dans un cours d'eau à régime naturel (Sauk River) et dans un cours d'eau à régime d'éclusées (Skagit River) aux Etats-Unis. Les différences de niveau (Δ de niveau) sont classées dans des catégories (classes) de 1,2 à 2,5 cm/h environ; sur l'axe des ordonnées figure la valeur moyenne de chaque classe (HE = hautes eaux). Les données sont tirées de HUNTER (1992) et converties.

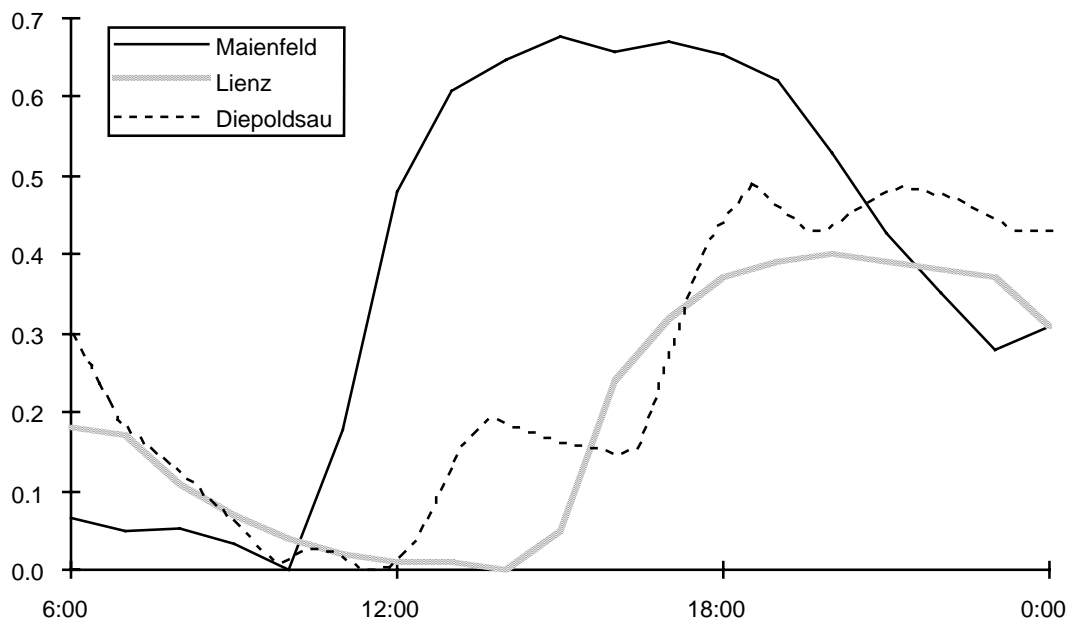


Fig. 5: Niveau du Rhin alpin (valeurs instantanées) dans trois stations hydrométriques les 4 et 5 mars 1994. Le graphique présente les modifications relatives aux altitudes suivantes: station de Maienfeld = 504,74 m d'altitude, station de Lienz = 425,64 m, station de Diepoldsau = 407,20 m. Graphique modifié à partir de LIMNEX (1994a).

Tab. 1: Atténuation et décalage dans le temps d'une éclusée dans la Skagit River. La première colonne de chaque paramètre indique la valeur mesurée dans une station hydrométrique, tandis que la seconde colonne indique la modification de ce paramètre sur le tronçon qui sépare deux stations successives (sur une longueur standard de 1 km). Données originales du 19.3.1982 tirées de HUNTER (1992) et converties.

Distance parcourue		Différence maximale de niveau		Taux maximum d'abaissement du niveau		Durée de l'éclusée		Décalage dans le temps	
Station [km]	Tronçon [km]	Station [cm]	Tronçon [cm/km]	Station [cm/h]	Tronçon [cm/h · km]	Station [h]	Tronçon [min/km]	Station [h]	Tronçon [min/km]
0		48,8		27,5		2		0	
	12,7		1,0		0,5		10		5
12,7		36,6		21,4		4		1	
	11,4		1,1		0,8		5		5
24,1		24,4		12,2		5		2	
	39,6		0,1		0,2		0		8
63,7		21,4		6,1		5		7	

3 Effets écologiques de l'exploitation par éclusées

3.1 Comptes rendus de travaux

Pour dresser un véritable bilan des connaissances sur les effets des éclusées, nous avons analysé au total treize comptes rendus de travaux (présentations résumées), publiés séparément ou dans des rapports de recherche. Nous avons toutefois réservé une place particulière aux présentations qui traitent en détail de régimes d'éclusées engendrés par l'exploitation hydroélectrique.⁷

Un classement par date de parution, par auteur et par région étudiée dans l'étude originale permet de délimiter les neuf groupes de comptes rendus:

- HARBY *et al.* (2001, 1999), VEHANEN *et al.* (2000), HALLERAKER *et al.* (1999): 22 travaux, principalement de Norvège;
- SCHÖB (1998): 20 travaux d'Europe et d'Amérique du Nord, sans priorité géographique;
- VALENTIN (1997, 1995): 32 travaux d'Europe et d'Outre-Atlantique, sans priorité géographique;
- LAUTERS (1995): 63 travaux, principalement d'Amérique du Nord;
- MOOG (1993a), MOOG *et al.* (1993): 13 travaux, principalement d'Autriche;
- HUNTER (1992): 32 travaux, principalement d'Amérique du Nord;
- IRVINE & JOWETT (1987): 8 travaux, principalement de Nouvelle-Zélande;
- CUSHMAN (1985): 41 travaux, principalement d'Amérique du Nord;
- WARD (1976): 10 travaux, principalement d'Amérique du Nord.

⁷ Nombre d'autres comptes rendus traitent des différents effets écologiques de la construction et de l'exploitation de barrages à de toutes autres fins («Impoundment», «River Regulation»). Les régimes d'éclusées engendrés par l'exploitation d'une centrale hydroélectrique ne constituent toutefois pas leur centre d'intérêt (cf. p. ex. BROOKER, 1981; PETTS, 1984; ARMITAGE, 1984; MANN, 1988). Ces deux derniers ouvrages renvoient de plus à toute une série d'ouvrages spécialisés.

Plusieurs comptes rendus présentent non seulement des études menées sur des rivières et sur des ruisseaux naturels à régime d'éclusées, mais aussi les résultats d'expérimentations entreprises au moyen de variations ciblées du débit dans des cours d'eau témoins ou dans des chenaux artificiels.

Nous avons ainsi pu prendre en compte les informations fournies par plus de 200 études originales. Leur nombre prouve largement que l'exploitation par éclusées dans les cours d'eau européens a donné lieu à des travaux de recherche de plus en plus nombreux ces dix à quinze dernières années, tandis que les scientifiques américains et canadiens s'y intéressent depuis bien plus longtemps déjà (BROOKER, 1981).

Nous avons classé les résultats des comptes rendus selon des grandeurs (indicateurs) abiotiques et biotiques aussi uniformes que possible. Pour chacun de ces indicateurs, nous avons ensuite relevé le nombre de fois qu'est mentionné l'effet des éclusées (nombre total de mentions) et la caractérisation de cet effet (nombre de mentions par type d'effet). Lorsque les comptes rendus le permettaient, nous avons également indiqué pour les indicateurs abiotiques le groupe d'organismes qui subit un effet. Nous avons considéré comme forte la hausse ou la baisse d'un indicateur, lorsque ce qualificatif ressortait clairement de sa description (termes utilisés) ou de sa variation nominale (variation de $\pm 50\%$).

Les indicateurs biotiques ont été classés selon des états (structure) et des processus (fonction) au sein des principaux groupes d'organismes. Les études analysent et décrivent souvent dans une catégorie séparée l'effet des éclusées sur les stades de développement précoces des poissons (œufs, alevins, jeunes poissons). C'est pourquoi nous avons décidé de réunir ces stades sous le titre de «jeunes poissons» dans un groupe d'organismes distinct.

Le tableau 2 fournit, sous une forme très résumée, les effets des éclusées que nous avons recensés dans tous les comptes rendus analysés. Le nombre de citations y est classé dans trois classes de fréquences.⁸ Une compilation plus détaillée, avec des références aux divers comptes rendus figure à l'annexe 2 de la présente étude.

⁸ Mention «isolée» signifie que l'indicateur ou l'effet concerné n'est mentionné que dans un seul compte rendu, et tout au plus quatre fois. A l'opposé, on considère comme «fréquents» les indicateurs mentionnés

En considérant les nombres de mentions dans le tableau 2, on constate que les études des régimes d'éclusées se penchent très souvent sur certains indicateurs, mais très rarement voire pas du tout sur d'autres. Ainsi, parmi les indicateurs abiotiques, seuls deux reviennent régulièrement: la température de l'eau et l'offre en habitats. Sous ce terme, on regroupe tous les paramètres qui concernent les conditions de vie des organismes aquatiques (la profondeur, le courant et la composition du substrat, ainsi que les combinaisons de ces paramètres).

Parmi les indicateurs biotiques, les groupes d'organismes du macrozoobenthos et les poissons prédominent largement, tandis que seuls quelques résultats concernent le peuplement végétal (phytobenthos, macrophytes aquatiques, végétation des rives). De plus, même au sein des groupes ayant fait l'objet d'études approfondies, le nombre des mentions des différents indicateurs varie beaucoup. Pour ce qui est du macrozoobenthos, les études ont plus souvent porté sur les caractéristiques structurelles (notamment la densité, la biomasse et la composition) que sur les caractéristiques fonctionnelles. Dans le cas du peuplement piscicole, en particulier des juvéniles, les processus dynamiques (activité, production, mortalité, etc.) occupent une grande place dans les résultats de ce groupe ainsi que par rapport à d'autres résultats (alimentation p. ex.). Cette remarque ne vaut toutefois ni pour la dérive (principalement pendant l'accroissement du débit) ni pour l'échouage (lors de la diminution du débit), qui comptent parmi les indicateurs les plus fréquemment observés tant dans le cas du macrozoobenthos que dans le cas des poissons.

Parmi les indicateurs biotiques, la colonisation des zones inondées par l'éclusée et laissées à sec par le débit plancher occupent une place particulière. Cette zone de marnage, appelée «tidal zone» par BROOKER (1981), se distingue en général nettement des autres parties, inondées en permanence, du lit et est donc mentionnée expressément dans les comptes rendus. C'est pour cette raison que la colonisation de la zone de marnage est également présentée comme un indicateur structurel séparé dans le tableau 2 (pour l'ensemble de la biocénose). Les comptes rendus n'entrent toutefois pas

plus de huit fois (mentions réparties sur quatre comptes rendus ou plus), plus de onze fois (mentions réparties sur trois comptes rendus) ou plus de quinze fois (mentions réparties sur deux comptes rendus).




dans les détails sur d'autres zones spécifiques d'un cours d'eau, tels que les rapides où le courant est fort et les cuvettes où l'eau tend à stagner.

Les comptes rendus ne mentionnent par ailleurs que rarement l'état de référence sur la base duquel sont évalués les effets d'un régime d'éclusées. Il est souvent difficile de savoir si les modifications indiquées pour les différents indicateurs (diminution de la biomasse benthique ou du nombre d'espèces piscicoles p. ex.) se réfèrent à un tronçon témoin du même cours d'eau ou d'un cours d'eau de typologie similaire, et si des conditions particulières restreignent (et dans quelle mesure) la comparaison avec ce tronçon témoin (voir chapitres 3.2 et 3.4). A l'opposée, les bases d'évaluation semblent en général nettement plus uniformes pour les indicateurs ayant fait l'objet de mesures ou de relevés comparatifs dans le même cours d'eau en cas de débit plancher et en cas de débit d'éclusée. Ces mesures et relevés concernent notamment la dérive et l'échouage.

Tab. 2: Effets des éclusées mentionnés dans les différents comptes rendus d'études. (Pour les détails, lire les commentaires dans le texte.)

Paramètres	Nombre de mentions / Type d'influence						
	Total	X	++	+	±	-	--
Morphologie							
Largeur du lit							
Profondeur							
Paramètres hydrauliques							
Ecoulement		4		2			
Ecoulement à proximité du fond							
Qualité de l'eau							
Caractéristiques chimiques							
Température		6					
Concentration d'oxygène						5	
Matières en suspension, turbidité							
Sédiments							
Composition granulométrique							
Déposition / remise en suspension		4 5		4			
Colmatage / limonage				4			
Abrasion / érosion du fond du lit							
Quantité / qualité des eaux souterraines		6					
Habitats aquatiques							
Offre en habitats (hydraulique)		6				5 6	
Qualité des habitats						5 6	
Teneur en détrit / matière organique particulière							
Cours d'eau latéraux						5	
Formation de glace							
Ensemble de la biocénose: structure							
Colonisation de la zone de marnage		2 3 4				3 4	4
Ensemble de la biocénose: fonction							
Production							
Mortalité							
Dérive				2 3			
Echouage / assèchement							
Végétation des rives: structure							
Nombre d'espèces / diversité							
Etat de santé / vitalité							
Macrophytes aquatiques: structure							
Densité							
Macrophytes aquatiques: fonction							
Production							
Phytobenthos: structure							
Fréquence / densité							
Biomasse							
Macrozoobenthos: structure							
Fréquence / densité							
Biomasse							
Composition							
Nombre d'espèces / diversité							
Etat de santé / vitalité							
Macrozoobenthos: fonction							
Production							
Offre et ingestion d'aliments							
Dérive							
«Immigration» / colonisation							
Activité / comportement							
Echouage / assèchement							
Peuplement piscicole: structure							
Fréquence / densité							
Biomasse							
Composition							
Nombre d'espèces / diversité							
Etat de santé / vitalité							
Peuplement piscicole: fonction							
Production							
Croissance / développement							
Offre et ingestion d'aliments							
Dérive							
Migrations							
Activité / comportement							
Echouage / assèchement							
Reproduction							
Jeunes poissons: structure							
Fréquence / densité							
Biomasse							
Jeunes poissons: fonction							
Croissance / développement							
Mortalité							
Dérive							
Activité / comportement							
Stress / physiologie							
Echouage / assèchement							

Mention:

	= isolée
	= répétée
	= fréquente

Type d'effet:

X	= modification globale, sans précision
++	= forte augmentation
+	= augmentation
±	= aucune modification
-	= diminution
--	= forte diminution

Effets mentionnés sur les groupes d'organismes:

1	= biocénose (dans son ensemble)
2	= macrophytes aquatiques
3	= phytobenthos
4	= macrozoobenthos
5	= poissons adultes, population piscicole
6	= œufs de poissons, jeunes poissons

3.2 Etude de l'exploitation par éclusées dans les Alpes

Selon nos informations, des analyses écologiques approfondies ont été réalisées, ou sont en voie de l'être, sur douze ruisseaux et rivières à éclusées en Suisse. Dans la présente étude, nous avons pu inclure huit de ces travaux suisses ainsi que quelques travaux autrichiens et un travail français, qui ont tous été menés entre 1986 et 2001 (tableau 3). Dans le cas du Rhin alpin et de la Bregenzer Ache, nous avons pris en compte deux études, une récente et une plus ancienne.

La typologie des tronçons étudiés indique que la majorité des cours d'eau concernés sont à ranger parmi les cours de vallées préalpines de taille moyenne à grande (ordres 5 à 7), selon la classification de STRAHLER (1957), et que leur biocénose les situe dans les régions à truites ou à ombres (figure 6). Le débit moyen, comme autre caractéristique du cours d'eau, ainsi que la plupart des paramètres mentionnés pour les éclusées (voir chapitre 2.1) sont toutefois répartis plus uniformément sur les différentes valeurs présentées.

Le tableau 4 indique, pour les différentes études de cours d'eau alpins, le nombre cumulé des mentions de chacun des effets constatés, soit globalement soit par type. Ces effets ont dans la mesure du possible été classés selon les mêmes indicateurs abiotiques ainsi que structurels et fonctionnels que ceux utilisés dans l'analyse des comptes rendus (chapitre 3.1). Ainsi, une forte augmentation ou une forte diminution d'un indicateur témoigne également dans un cours d'eau alpin d'une variation supérieure à $\pm 50\%$. Nous avons cependant dû adapter les indications quant à la fréquence des mentions au nombre limité des études.⁹

Contrairement à ce que nous avons fait pour les comptes rendus, les résultats des études alpines ne sont présentés que dans le tableau 4 de manière plutôt anonyme, sans précisions quant aux effets dans les différents cours d'eau. Nous avons procédé de la sorte pour deux raisons:

- La présente étude s'intéresse moins aux conditions qui règnent dans certains cours d'eau qu'aux effets de l'exploitation par éclusées. Si l'on considère les cours d'eau

⁹ «Isolée» signifie que l'effet ou l'indicateur concerné a été mentionné une à deux fois, «répétée» trois à six fois et «fréquente» plus de six fois.

un à un, on devra procéder à une évaluation complète qui prend également en compte les conditions dans lesquelles ont été réalisées les études écologiques.¹⁰ Or il nous est impossible de reproduire ici des informations aussi détaillées, alors qu'elles ne sont pas toujours disponibles.

- Certaines données analysées ici concernent des rapports non publiés établis dans le cadre du renouvellement de la concession pour des centrales hydroélectriques (tels que des rapports d'impact sur l'environnement). Dans certains cas, la procédure ou les études annexes et de suivi sont d'ailleurs encore en cours. Il convient donc de supposer (et le fait est déjà confirmé) que les informations reprises ici sur les paramètres et sur les effets écologiques des éclusées ne fournissent pas toujours une image exhaustive et d'actualité. Cet état de fait ne modifie toutefois guère l'impression générale qui se dégage pour tous les cours d'eau.

Le lecteur désireux d'obtenir plus de précisions sur les différents cours d'eau et sur les conditions d'exploitation pourra se reporter aux travaux originaux auxquels renvoie le tableau 3.

ARGE LIMNOLOGIE (1994) souligne à quel point la prudence s'impose lors de l'interprétation de résultats isolés sur des tronçons à éclusées en prenant l'exemple de la Salzach: de nouvelles études, plus exhaustives, ont été entreprises pour vérifier le recul drastique de la densité (abondance) et de la biomasse du macrozoobenthos dont font état des études antérieures. Les résultats récents montrent que l'«absence» de benthos à d'autres périodes de l'année, après d'autres événements hydrologiques (période et ampleur des crues précédentes) et dans d'autres zones du cours d'eau, est moins manifeste. En effet, la grande variabilité du macrozoobenthos, que seule une comparaison transversale entre de nombreuses séries de données indépendantes permet d'observer, relativise les résultats de relevés ponctuels. Dans le même temps, l'étude la plus récente remet en question les valeurs de référence utilisées auparavant (colonisation macrozoobenthique de tronçons à débit résiduel situés en amont, valeurs théoriques fixées sans tenir compte de l'altitude). Cependant, même en tenant compte des résultats

¹⁰ Ces indications comprennent notamment le choix des paramètres étudiés (ou laissés de côté), la méthode utilisée pour collecter et exploiter les données, les conditions hydrologiques marginales, le nombre de données recueillies ainsi que la répartition des données dans l'espace et dans le temps.

les plus récents, ARGE LIMNOLOGIE (1994) débouche sur la même appréciation globale des effets d'un régime d'éclusées:

«Ces remarques ne minimisent toutefois nullement l'atteinte que l'exploitation par éclusées porte à l'abondance et à la biomasse, car les données disponibles jusqu'ici ne laissent planer aucun doute à ce sujet. A l'avenir, de telles affirmations devraient se montrer plus précises quant aux strates (en fonction de la section transversale) qu'elles concernent.» [Traduction]

Dans les études sur les cours d'eau alpins que nous avons analysées en détail (tableau 4), la répartition des effets mentionnés entre les différents indicateurs rejoint en général celle établie pour les comptes rendus (tableau 2). Mais l'on observe aussi de grandes différences: les études menées dans la région alpine ne fournissent pratiquement aucune donnée sur la végétation des rives et sur les macrophytes aquatiques, tandis qu'elles se consacrent nettement plus au phytobenthos. Même si le macrozoobenthos et les poissons forment aussi les groupes d'organismes les plus fréquemment mentionnés dans les études alpines, les indicateurs fonctionnels pour ces deux groupes sont relativement mal représentés. Le transport du phytobenthos et du macrozoobenthos par le courant (dérive) constitue toutefois une exception, puisqu'il fait l'objet de relevés détaillés dans plusieurs travaux suisses. La dérive benthique forme un groupe séparé dans le tableau 4 car elle est caractérisée par ses propres facteurs, qui diffèrent de ceux utilisés pour le benthos:¹¹

- Densité de la dérive: nombre des organismes présents (dérivant) dans la vague provoquée par l'éclusée, par unité de volume (en individus/m³ p. ex.);
- Biomasse de la dérive: biomasse des organismes dérivant par unité de volume (en mg/ m³ p. ex.);
- Proportion de la dérive: rapport entre la densité de la dérive et la densité du peuplement sur le fond de la rivière (en %).

Le tableau 4 ne contient plus de résultats se référant à l'ensemble de la biocénose, car l'analyse détaillée permet d'associer chaque effet à un groupe d'organisme défini. La

¹¹ D'autres paramètres utilisés pour décrire la dérive des invertébrés et des explications à ce sujet figurent dans MARRER (2000), dans KONAR (1990) ainsi que dans RADFORD & HARTLAND-ROWE (1971).

colonisation de la zone de marnage est ainsi comprise dans l'indicateur «répartition horizontale» pour les groupes d'organismes chez qui ce paramètre a été observé.¹²

Les études portant sur la région alpine fournissent en général aussi des indications sur l'état de référence auquel sont comparées les modifications dues aux éclusées. Il convient ici de distinguer trois types d'états de référence (exemples présentés au chapitre 3.4):

- La situation telle qu'elle se présente, ou devrait se présenter, dans le tronçon du cours d'eau en l'absence d'une exploitation par éclusées. C'est ce type de référence qui est le plus souvent utilisée pour quelques indicateurs abiotiques (notamment pour la qualité de l'eau), ainsi que pour la plupart des indicateurs biotiques. L'état de référence est en général défini par des mesures parallèles effectuées dans un tronçon témoin du même cours d'eau mais en amont de la restitution d'eau. La plupart des études que nous avons analysées et qui portent sur des tronçons à éclusées de centrales avec dérivation, les valeurs de référence sont mesurées soit dans le tronçon à débit résiduel (entre l'ouvrage de captage et la centrale) soit dans un tronçon hydrologiquement intact en amont du captage. Ces derniers tronçons sont en général très éloignés du tronçon étudié et situés à une altitude nettement supérieure, de sorte qu'ils correspondent en fait à un autre type de cours d'eau. On observe par exemple que le tronçon de référence se situe encore dans la zone à truites supérieure (épirhithron) du cours d'eau, tandis que le tronçon à éclusées appartient déjà à la zone à truites inférieure (métrarhithron) ou à la zone à ombres (hyporhithron; voir figure 6). Dans de tels cas, il serait donc extrêmement hasardeux de comparer sans autres les peuplements piscicoles ou la faune benthique des deux tronçons. Le tronçon à débit résiduel, qui sert relativement souvent de référence dans les études suisses, présente par ailleurs un autre désavantage: il subit lui-même une influence hydrologique plus ou moins importante. Dans certains cas, les résultats mesurés dans les tronçons à éclusées ont donc d'emblée été comparés à des mesures parallèles effectués dans le cadre de l'étude ou à des données

¹² La répartition horizontale comprend en règle générale un domaine plus large que la zone de marnage (voir chapitre 3.1). La colonisation de cette zone par le phytobenthos, par le macrozoobenthos et par la faune riveraine, est décrite plus en détail dans les chapitres 3.3, 3.4 et 4.2.

existantes recueillies dans d'autres cours d'eau de type aussi proche que possible. Il arrive aussi que l'on renonce à des données provenant de cours d'eaux comparables, pour se contenter de «valeurs théoriques» ou de «valeurs expérimentales» qui se fondent sur un grand nombre d'études hydrologiques ou sur les rapports théoriques entre des coefficients du cours d'eau et différents indicateurs (voir chapitre 3.4 et 4.3).

- La situation pendant l'éclusee mesurée par rapport à celle qui règne pendant le débit plancher dans le même tronçon du cours d'eau. Cette comparaison ne se révèle utile que pour des indicateurs auxquels le passage rapide entre débit d'éclusee et débit plancher fait (peut faire) subir une grande variation. Cette méthode est valable pour presque tous les indicateurs abiotiques, mais a principalement été appliquée aux paramètres morphologiques et hydrauliques, ainsi que, dans certains cas, à la qualité de l'eau. Pour ce qui est des indicateurs biotiques, seules les mesures de la dérive pendant l'éclusee ont utilisé la phase du débit plancher comme référence.
- La zone de marnage asséchée lorsque le débit atteint son minimum (débit plancher) par rapport aux zones sédimentaires inondées en permanence.¹³ Ce type d'observation révèle ses limites lorsque l'on subdivise par exemple la section transversale allant de la rive jusqu'au milieu de la rivière en un grand nombre de secteurs (grand nombre de relevés sur une petite distance). Cette méthode comprend toutefois aussi la recherche d'organismes échoués pendant la phase de débit plancher et cette recherche peut s'étendre, surtout pour les poissons, sur des zones sédimentaires relativement larges. Les études portant sur des cours d'eau alpins ne font toutefois encore que rarement état de tels relevés.

¹³ L'étude – encore relativement rare dans les régions alpines – des organismes terrestres colonisant les rives tient aussi compte de la bande de terre qui reste sèche en permanence et qui se trouve à la limite du niveau maximum du cours d'eau.

Tab. 3: Etudes écologiques de tronçons à éclusées dans des cours d'eau alpins ayant fait l'objet d'une analyse approfondie.

Pays / canton	Cours d'eau	Date ou période de l'étude	Rapport de l'étude
CH / TI	Ticino	1995/1996	BÜRO MAGGIA (1995), UvB Kw RITOM (1996)
CH / NW	Secklisbach	1989 – 1990	AMMANN (1993)
CH / UR	Reuss	1996/1997	MARRER (2000)
CH / SG	Sitter	1997 – 1999	LIMNEX (2000a, 2000c)
CH / GR	Poschiavino	1988 – 1990 1994	UvB KWB (1992) MARRER (1994), JOOSTING (1995)
CH / GR	Landquart	1987/1988	GEIGER & JENNY (1988)
CH / GR CH / SG FL / A	Rhin alpin	1989/1990	BOKU (1990), SCHMUTZ & EBERSTALLER (1993), EBERSTALLER <i>et al.</i> (1997)
	Rhin alpin	1994 1999 – 2001	LIMNEX (1999, 1994a) ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001)
CH / GR	Inn	1992 – 1995	LIMNEX (1994b, 1994c, 1995), MARRER (1995)
A	Inn	1999 – 2001	ARGE LIMNOLOGIE (2001)
A	Bregenzer Ache	1986/1987	JUNGWIRTH <i>et al.</i> (1987), BOKU (1997/98)
A	Bregenzer Ache	1992 – 1997	BOKU (1997/98)
A	Drau supérieure	1989	JUNGWIRTH & WIESBAUER (1992)
F	Ance du Nord	1990 – 1993	VALENTIN (1995, 1997)
F	La Fontaulière	1991 – 1993	VALENTIN (1995, 1997)

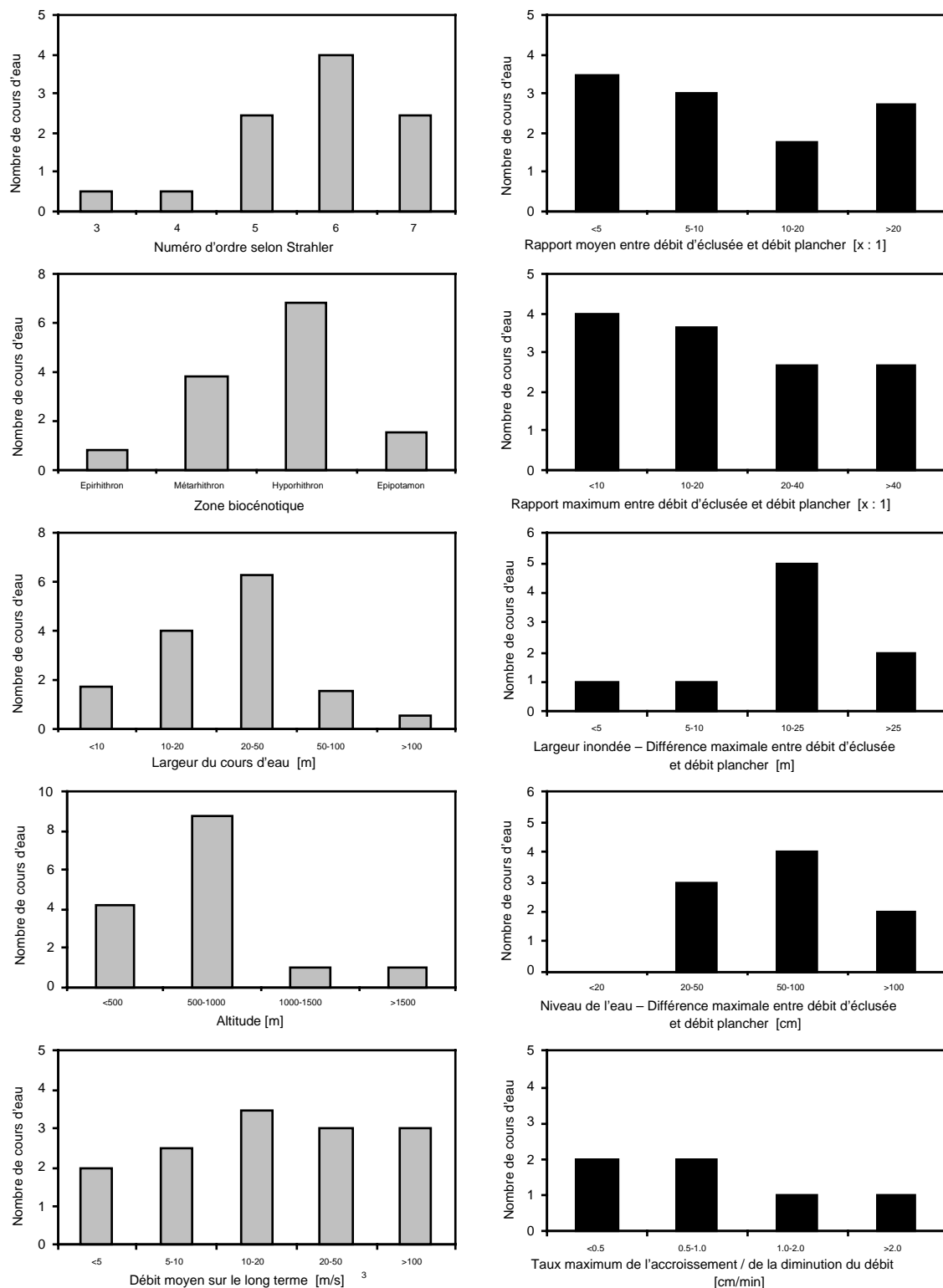



Fig. 6: Répartition des tronçons à éclusées alpins dans quatre à cinq types de cours d'eau (à gauche) et de coefficients débit d'éclusee/débit plancher (à droite). L'échelle des ordonnées varie d'un graphique à l'autre. Les valeurs d'un même cours d'eau pouvant se référer à divers domaines, le nombre des cours d'eau par domaine n'est pas nécessairement entier. Toutes les études ne fournissant pas des indications sur la caractérisation des cours d'eau et de l'exploitation par éclusées, le nombre total peut varier d'un paramètre à l'autre.

Tab. 4: Effets des éclusées mentionnés dans les études réalisées sur des cours d'eau alpins. (Légende sur les types d'effets, voir tableau 2. Pour plus de détails, lire les commentaires dans le texte.)

Paramètres	Nombre de mentions / Type d'influence						
	Total	X	++	+	±	-	--
Morphologie							
Largeur du lit							
Profondeur							
Variation de la largeur / profondeur							
Zone inondée							
Paramètres hydrauliques							
Ecoulement							
Ecoulement à proximité du fond							
Affluents							
Qualité de l'eau							
Caractéristiques chimiques							
Température							
Conductibilité							
Teneur en oxygène							
Matières en suspension, turbidité							
Sédiments							
Composition granulométrique							
Déposition / remise en suspension							
Colmatage / limonage							
Abrasion / érosion du fond du lit							
Débit solide charrié							
Quantité / qualité des eaux souterraines							
Habitats aquatiques							
Offre en habitats (hydraulique)							
Luminosité							
Formation de glace							
Faune riveraine: structure							
Fréquence / densité							
Nombre d'espèces / diversité							
Répartition horizontale							
Phytobenthos: structure							
Fréquence / densité							
Biomasse							
Composition							
Nombre d'espèces / diversité							
Répartition horizontale							
Etat de santé / vitalité							
Macrozoobenthos: structure							
Fréquence / densité							
Biomasse							
Composition							
Nombre d'espèces / diversité							
Répartition verticale / horizontale							
Zone biocénotique							
Macrozoobenthos: fonction							
Croissance / développement							
Echouage / assèchement							
Peuplement piscicole: structure							
Fréquence / densité							
Biomasse							
Composition							
Etat de santé / vitalité							
Peuplement piscicole: fonction							
Croissance / développement							
Offre et ingestion d'aliments							
Activité / comportement							
Echouage / assèchement							
Reproduction							
Jeunes poissons: fonction							
Croissance / développement							
Echouage / assèchement							
Dérive (macrozoobenthos, algues)							
Fréquence / densité (espèces animales)							
Biomasse (esp. animales)							
Composition (esp. animales)							
Nombre d'espèces (animales)							
Proportion de la dérive (esp. animales)							
Biomasse / volume (esp. végétales)							

Mention:



= isolée

= répétée

= fréquente

3.3 Effets de l'exploitation par éclusées

Des chapitres 3.1 et 3.2 il ressort que les effets des éclusées dont font état les comptes rendus de plusieurs études et ceux décrits dans les études alpines analysées de plus près se recoupent largement. Le tableau 5 met en évidence les facteurs qui sont mentionnés souvent ou de manière répétée dans ces deux compilations. Les facteurs qui ne sont mentionnés que de manière isolée ne seront plus évoqués ci-après.

L'indicateur abiotique le plus fréquemment mentionné est la température de l'eau, qui varie dans la plupart des tronçons à éclusées aussi bien par rapport à un état hydrologique naturel qu'entre le débit d'éclusée et le débit plancher. Aucune tendance claire ne se dégage toutefois de ces variations, car le rapport entre la température de l'eau turbinée et celle du cours d'eau dépend pour beaucoup de la conception de la centrale (composition de l'effluent *avant* la restitution, type de bassin d'accumulation, emplacement de la prise d'eau dans le bassin) et de la saison.

Dans les Alpes, les bassins d'accumulation des centrales sont le plus souvent situés à une altitude relativement élevée. L'éclusée tend donc à abaisser la température de l'eau en été, alors qu'elle peut l'augmenter en hiver (l'eau du bassin étant plus chaude). Il est par ailleurs discutable de comparer la température de l'eau pendant le débit d'éclusée et pendant le débit plancher, puisque l'eau qui s'écoule dans le tronçon en cas de débit plancher (débit résiduel) subit déjà une influence thermique (elle peut p. ex. être plus chaude car elle contient moins d'eau de glacier et plus d'eaux souterraines).

Les autres indicateurs abiotiques, qui reviennent le plus souvent dans les études de cours d'eau alpins, comprennent l'écoulement, ainsi que la profondeur et la largeur inondées, qui enregistrent toujours une augmentation lors du passage du débit plancher au débit d'éclusée. Des variations nettement plus complexes caractérisent deux autres indicateurs également souvent mentionnés dans les textes: la qualité de l'eau et l'offre en habitats aquatiques. En effet, la qualité de l'eau subit des effets similaires à ceux qui influent sur la température et l'interprétation de ses variations appelle dès lors les mêmes réserves. Les éclusées tendent en effet généralement à réduire les concentrations de matières dissoutes (teneur en calcaire ou en nutriments p. ex.), ce qui se traduit par une diminution de la conductibilité. A l'opposée, elles augmentent en général la teneur en matières en suspension (et donc la turbidité), car l'eau turbinée transporte une partie des

matières en suspension retenues dans le bassin d'accumulation. Les études sur les cours d'eau alpins n'évoquent aucune baisse de la teneur en oxygène pendant l'éclusée, alors que les comptes rendus en font état et l'expliquent par le fait que l'eau turbinée est pauvre en oxygène, voire dépourvue d'oxygène, puisqu'elle provient des couches profondes des bassins d'accumulation.¹⁴

Les variations qu'enregistre la disponibilité d'habitats aquatiques (voir chapitre 3.1) entre éclusée et débit plancher dépendent principalement de la morphologie du tronçon à éclusées et des besoins des organismes considérés. De tels effets ont jusqu'ici surtout été étudiés sur les poissons adultes et sur les juvéniles, et l'on s'est fréquemment servi de modèles physiques pour simuler des habitats appropriés indépendamment du débit (VALENTIN *et al.*, 1994, 1998). Les études comportant des données aussi détaillées constatent le plus souvent que le nombre et la taille des abris à poissons enregistrent une baisse (parfois très nette) pendant l'éclusée.

D'autres facteurs reviennent nettement moins souvent dans les comptes rendus et dans les études alpines, quoiqu'ils fassent l'objet de mentions répétées. L'éclusée les modifie en général soit vers le haut soit vers le bas (augmentation ou diminution) et leur effet n'est pas mis en rapport avec des groupes d'organismes spécifiques (tableau 5).

Parmi les indicateurs biotiques, trois facteurs structurels et deux fonctionnels ressortent du lot et reviennent le plus souvent dans les compilations: la biomasse, la densité des peuplements ou abondance, la composition (inventaire des espèces, structure dominante), la dérive et l'échouage d'organismes.

L'abondance et la biomasse subissent en général le même type d'influence: dans 65 à 75% des cas, on a constaté une diminution, parfois forte, de ces deux indicateurs, alors que ceux-ci ne présentaient aucune modification dans environ 20% des cas. La composition des différents groupes d'organismes considérés subit une modification dans 70% des cas et demeure inchangée dans 25% des cas. Cependant, même si les résultats globaux le donnent à penser, la biocénose ne réagit pas de manière aussi uniforme aux éclusées. En effet, constater que la composition d'un peuplement ou d'un certain groupe

¹⁴ OFEFP (1994) fait état de baisses de la teneur en oxygène à la suite du curage de bassins de retenue. De tels curages n'ont rien de commun avec l'exploitation par éclusées et nous ne les avons dès lors pas étudiés.

d'organismes subit une modification ne fournit aucune indication sur le type de modification. De plus, si l'on s'écarte des valeurs cumulées pour considérer les cours d'eau isolément, on obtient un vaste éventail de réactions individuelles face au régime d'éclusées. Ces différences apparaissent très clairement dans un exemple de MOOG (cité dans DÜCKELMANN, 2001):

«Dans les cours d'eau autrichiens, l'exploitation par éclusées exerce trois effets différents sur la composition et sur la densité des invertébrés benthiques: disparition totale, à l'exception des espèces qui peuplent le milieu interstitiel profond (Drau); nette modification de la structure dominante sans diminution de la biomasse (Salzach); diminution de la biomasse sans modification de la composition taxonomique (Bregenzer Ache).» [Traduction]

Le nombre des espèces et leur diversité constituent un autre facteur structurel qui revient assez souvent. La moitié des textes qui le mentionnent font état d'une diminution de cet indicateur, tandis que les autres évoquent un autre type de variation ou pas de variation du tout. Les indicateurs «colonisation de la zone de marnage» ou «répartition verticale / horizontale » et «zone biocénotique» apparaissent moins souvent (voir ci-dessous).

Parmi les indicateurs fonctionnels, la dérive et l'échouage d'organismes augmentent (parfois fortement) dans presque tous les tronçons à éclusées (90% des cas) étudiés. Les études alpines ne s'intéressent guère à l'échouage et elles le font uniquement pour les poissons, tandis que les comptes rendus évoquent aussi à diverses reprises l'échouage d'organismes benthiques. Pour ce qui est de la dérive, les comptes rendus fournissent des indications pour les poissons et pour le macrozoobenthos, tandis que les études alpines ne parlent que du benthos. Cependant, les études portant sur les cours d'eaux alpins ont en plus mesuré la dérive d'algues filamenteuses (phytobenthos) pendant l'augmentation du débit au début de l'éclusée. Ce n'est que l'arrachage de ces algues, notamment de la chrysophycée *Hydrurus foetidus*, qui provoque la dérive incontrôlée et massive, également appelée «dérive catastrophique», des invertébrés (chapitre 3.4).

Parmi les autres indicateurs fonctionnels, les études alpines évoquent encore, plus ou moins souvent, la reproduction et la croissance. Contrairement aux comptes rendus, elles ne mentionnent que rarement, voire pas du tout, les autres indicateurs (offre et ingestion d'aliments, activité et comportement, production, mortalité).

Dans l'ensemble, l'exploitation par éclusées se répercute dans les cours d'eau alpins de la même manière et sur les mêmes paramètres que dans les autres cours d'eau, comme

en témoignent les comptes rendus. D'autres compilations (p. ex. IRVINE & JOWETT, 1987; MOOG, 1993a; ARGE LIMNOLOGIE, 1994) font état de toute une série d'autres effets abiotiques et biotiques notables, sur lesquelles les connaissances sont rares voire inexistantes en ce qui concerne la région alpine:

- Erosion du fond du cours d'eau ou du radier. Provoquée par la charge hydraulique accrue et par l'arrachage des couches de couverture¹⁵ pendant les éclusées, elle survient localement et de manière très restreinte dans le Rhin alpin (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001);
- Accroissement de la remise en suspension (surtout pendant l'écluse) et de la redéposition (surtout pendant le débit plancher) des matières en suspension; un accroissement qui se traduit également par une forte augmentation de la turbidité. Cet effet a aussi été observé dans le Rhin alpin (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Les observations portant sur deux autres cours d'eau font état d'une turbidité accrue ou inchangée pendant l'écluse.
- Augmentation de l'apport de sédiments fins, qui accroît (parfois fortement) le colmatage du fond du cours d'eau. Cet effet n'a été constaté que de manière isolée. Des travaux réalisés à différents emplacements dans le Rhin alpin et dans le cours tyrolien de l'Inn ont étudié de plus près les répercussions de ce colmatage sur la faune benthique et sur les poissons (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001; voir chapitre 3.4).
- Formation plus rapide de glace sur les eaux peu profondes. Elle n'est évoquée dans aucune des études alpines analysées. Les mesures entreprises dans l'Inn en Engadine permettent toutefois d'affirmer que la hauteur du débit plancher exerce un effet sur la formation de glace pendant les nuits d'hiver, particulièrement froides dans cette vallée des Alpes. L'écluse quotidienne fait cependant fondre rapidement la couche de glace (LIMNEX, 1995).

¹⁵ Il ne faut pas confondre cette érosion du fond du lit avec le transport, qui a lieu à une profondeur moins grande, de matériaux charriés fins sur les couches de couverture. De tels déplacements de matériaux charriés superficiels englobent dans le Rhin alpin des portions du fond du lit nettement plus grandes.

- Effet sur la végétation riveraine (surtout dans les zones alluviales). Cet effet n'est mentionné dans aucune des études alpines. Des travaux portant sur le Rhin antérieur concluent que l'exploitation hydroélectrique entraîne surtout un recul de la forêt alluviale à bois tendre (par la retenue d'eau pendant le semestre d'été) et à une diminution des herbacées dans la zone de marnage (en raison des variations du niveau d'eau) (MARRER & KLÖTZLI, 1980; ZAHNER & LUTZ, 1988).
- Teneur en détritrus, c'est-à-dire de la matière organique particulaire (MOP) sur et dans le fond de la rivière, qui représente une part importante des aliments ingérés par les macroinvertébrés. Ce paramètre n'a été mesuré que de manière isolée dans les cours d'eau alpins (UHLMANN, 2001). Les études consacrées aux modifications du périphyton (qui est une autre source importante de nourriture) et la composition du peuplement d'invertébrés par type nutritionnel (voir ci-dessous) fournissent quelques indications sur le régime alimentaire du zoobenthos.
- Les quelques rares études d'écologie alimentaire (analyse des estomacs) portant sur les poissons des tronçons à éclusées de la Landquart (truites de rivière et chabots; GEIGER & JENNY, 1988) et du Rhin alpin (truites de rivière; ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001), ne débouchent pas sur des résultats concordants, mais cela pourrait s'expliquer par le nombre limité des échantillons.
- Limitation physiologique des espèces grandes consommatrices d'oxygène pendant le débit plancher et entraves à la recherche de nourriture liée au type d'écoulement. Ces phénomènes sont cités par MOOG & GRASSER (cités dans ARGE LIMNOLOGIE, 2001) parmi les différents effets de l'exploitation par éclusées. Les études analysées plus en détail évoquent surtout le premier de ces phénomènes: échouage d'organismes (pris au piège dans des flaques d'eau ou dans l'interstitiel) après l'éclusee (voir chapitre 3.4) et colonisation de la zone de marnage. De vastes expérimentations *in situ* menées dont les régions alpines ont permis de découvrir que les éclusées entraînent un retard dans le développement des œufs des truites car elles perturbent l'approvisionnement en oxygène (voir chapitre 3.4).¹⁶

¹⁶ Un retard dans le développement des œufs de truite a également été constaté dans le tronçon à éclusées de la Landquart, mais ce retard a été mis sur le compte des températures plus basses qui y règnent en hiver (GEIGER & JENNY, 1988).

Des modifications de paramètres biocénétiques (zonation longitudinale, régime alimentaire des macroinvertébrés) provoquées par les éclusées ont été étudiées dans divers cours d'eau autrichiens et suisses (ARGE LIMNOLOGIE, 1994; ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Nous avons inclus ces résultats dans l'indicateur biotique «composition» et ils ne constituent donc pas une catégorie distincte dans les tableaux 3, 4 et 5. L'éclusée modifie le plus souvent les proportions des divers types fonctionnels au sein du macrozoobenthos et engendre un déplacement de la diversité des espèces de poissons et / ou d'invertébrés vers des zones biocénétiques situées plus en amont («effet de rhithronisation»).

Des études approfondies réalisées sur le Lech et sur l'Inn fournissent des informations sur la colonisation de la zone de marnage («répartition horizontale», chapitre 3.2) par le phytobenthos et par le macrozoobenthos, ainsi que par les invertébrés terrestres (faune riveraine) dans le cas de l'Inn (ARGE LIMNOLOGIE, 2001). Des données similaires existent également pour le phytobenthos du Rhin alpin (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Par rapport à l'état naturel, la quantité d'algues ne diminue guère. Au contraire, le peuplement d'algues tend parfois à s'accroître encore car les algues colonisent de manière très dense l'habitat «supplémentaire» que leur offre la zone de marnage. A l'opposé, les variations régulières du niveau d'eau entravent sensiblement la colonisation de la zone de marnage par la faune, tant du côté de la rive que du côté du cours d'eau. On voit ainsi apparaître une zone dépeuplée où ne subsistent que quelques rares espèces d'invertébrés, dont la densité est le plus souvent minimale. Le chapitre 4.2 fournit plus de détails sur ces «spécialistes» parmi les organismes aquatiques et terrestres.

Tab. 5: Effets des éclusées mentionnés fréquemment ou de manière répétée; nombre de mentions dans les comptes rendus (CR), dans les études alpines (ALP) et au total (TOT). BT = ensemble de la biocénose; PA = poissons adultes; JP = œufs et jeunes poissons; MZB = macrozoobenthos; PB = phytobenthos; MOP = matière organique particulaire; i = isolé-e.

* Une augmentation de la densité, c'est-à-dire de la biomasse, du phytobenthos a également été observée dans la zone de marnage.

Paramètres (Indicateurs)	Type d'effet (prépondérant)	Organismes concernés	Mentions		
			CR	ALP	TOT
Abiotiques					
Température de l'eau	Modification globale	JP	10	12	22
Ecoulement / courant	Augmentation	MZB	9	11	16
Profondeur de l'eau	Augmentation	—	5	10	15
Largeur inondée	Augmentation	—	3	12	15
Exist. d'habitats (hydraulique)	Modification globale / Diminution	PA, JP	9	4	13
Caract. chimiq. / qualité de l'eau	Modification globale	—	3	9	12
Composition granulométrique	Modification globale		4	3	7
Déposit. / remise en suspension	Augmentation	PA, MZB	4	3	7
Conductibilité	Diminution	—	0	6	6
Courant proche du fond	Augmentation	—	i	5	5
Teneur en détrit. / MOP	Diminution	—	5	0	5
Teneur en oxygène	Diminution	—	4	i	4
Colmatage / limonage	Augmentation	—	i	4	4
Quantité et qualité de l'eau	Modification globale	—	i	3	3
Teneur en MES / turbidité	Augmentation	—	i	3	3
Zone inondée	Augmentation	—	0	3	3
Structure biotique					
Biomasse	Diminution	PA, MZB, (PB)*	23	36	59
Fréquence / densité	Diminution	PA, JP, MZB, (PB)*	21	37	58
Composition	Modification globale	PA, MZB, PB	14	44	59
Nombre d'espèces / diversité	Diminution / pas de modif.	MZB, PB	7	27	34
Colonisat. de la zone de marnage	Diminution	MZB, PB	15	—	15
Zone biocénotique	Modification globale	MZB	0	4	4
Répartit. verticale / horizontale	Modification globale	MZB	—	3	3
Fonction biotique					
Dérive	Augmentation	BT, PA, JP, MZB, PB	37	19	56
Echouage / assèchement	Augmentation	BT, PA, JP, MZB	45	7	52
Offre et ingestion d'aliments	Modification globale	PA, MZB	15	3	18
Reproduction	Diminution	PA	9	8	17
Activité / comportement	Modif. globale / pas de modif.	PA, JP	16	i	16
Croissance	Pas de modif. / modif. globale	PA, JP	4	7	11
Production	Diminution	BT, PA	10	0	10
Mortalité	Augmentation	JP	4	0	4

3.4 Exemples

Les quelques exemples présentés ci-après illustrent au mieux les effets que l'exploitation par éclusées peut exercer sur les habitats et sur la biocénose d'un cours d'eau. Les effets variant grandement d'un cours d'eau à l'autre (voir chapitre 3.3), il serait toutefois erroné de vouloir généraliser les observations décrites ici.

Rhin alpin (CH/FL/A)

Une vaste étude interdisciplinaire sur les effets écologiques de l'exploitation à éclusées et de la turbidité a été menée entre 1998 et 2001 dans le Rhin alpin, entre Domat/Ems et le lac de Constance (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Ces travaux ont notamment porté sur quatre tronçons (voir figure 7):

- Un tronçon non aménagé présentant une morphologie proche de l'état naturel: zone alluviale près de Mastrils;
- Deux tronçons canalisés, mais structurés par la présence de bancs de gravier alternés, près de Bad Ragaz et de Buchs;¹⁷
- Un tronçon canalisé à la structure très monotone, près de Diepoldsau.

Au cours de l'hiver, le régime d'écoulement de tout le Rhin alpin est fortement influencé par les éclusées, à tel point qu'il n'existe aucun tronçon de référence qui soit intact du point de vue hydrologique. Les effets de l'exploitation par éclusées ont donc dû être évalués sur la base de comparaisons entre différents tronçons étudiés, entre différentes zones du lit et entre différents débits (débit d'écluse ou débit plancher), ainsi que sur la base de comparaisons avec d'autres rivières alpines.

Il suffit d'observer les photos aériennes des tronçons près de Mastrils et de Triesen pour constater la présence de zones brunes sur la bordure amont des bancs de gravier (qui forment des taches blanches sur la photo; figure 7). Il s'agit là de peuplements très denses de la chrysophycée *Hydrurus foetidus* dans les zones peu profondes proches des rives. Ces peuplements sont totalement absents du tronçon près de Diepoldsau.

¹⁷ La figure 7 montre le tronçon allant de Triesen à Vaduz qui présente des caractéristiques similaires.

Par ailleurs, même lorsque le profil présente une morphologie naturelle, ni l'*Hydrurus* ni les autres algues (notamment les diatomées, plus rarement des chlorophycées filamenteuses) ne colonisent toute la largeur du lit (figure 8). Le lit mineur serpente d'une rive à l'autre entre les bancs de gravier et est pour ainsi dire dépourvu de peuplement d'algues. Ce constat a été confirmé par des images vidéo prises sur toute la largeur du fleuve dans les différents tronçons étudiés (figure 8). L'étude a démontré que la disparition du peuplement végétal dans les zones profondes n'est pas due à une diminution de la luminosité, mais aux fortes atteintes hydrauliques et mécaniques que font subir au fond du lit le courant très fort et les sédiments fins (matériaux charriés) transportés pendant l'éclusée (effet de «sablage» ou de «broyage»).

L'abondance (densité des individus) du macrozoobenthos présente la même évolution que le peuplement d'algues. De l'étude de nombreux cours alpins (MOOG & CHOVANEC, 1998) il ressort d'ailleurs qu'il existe une relation directe entre la densité d'*Hydrurus* et la colonisation par le zoobenthos. Les touffes d'algues offrent en effet un habitat, une protection et de la nourriture aux invertébrés (microorganismes colonisant la surface du substrat ou matériel organique accroché sur le lit, p. ex.). Une augmentation excessive du courant, telle qu'elle survient dans la partie centrale du lit du Rhin alpin pendant l'éclusée, empêche les algues de coloniser le substrat et entrave donc l'apparition d'un peuplement macrozoobenthique adapté à la station.

Comme le montre le cas du tronçon de Mastrils, la densité du macrozoobenthos diminue ainsi à partir de la rive vers le centre du fleuve, pour atteindre une valeur extrêmement faible, voire négligeable, dans le lit mineur (figure 8). Dans le tronçon de Diepoldsau, cette absence de colonisation a été observée sur toute la largeur du lit. Dans tous les tronçons du Rhin alpin étudiés, les larves de chironomides formaient le groupes d'invertébrés de loin le plus important. Enfin, la modification de la densité modifie aussi la biomasse du macrozoobenthos et, par conséquent, la base alimentaire autochtone (du cours d'eau) pour les poissons.

Pour étudier le développement d'œufs de truite *in situ*, on a rempli des récipients (des boîtes Vibert modifiées) avec du substrat de chaque station considérée, puis on a placé 200 œufs de truite dans chaque boîte et enterré ces boîtes dans le substrat du lit des cours d'eau suivants:

- Trois tronçons du Rhin alpin (sans le tronçon de Diepoldsau);

- Ruisseau du village de Mastrils, l'un des derniers affluents directs du Rhin qui soit encore proche de l'état naturel;
- Deux rivières alpines d'Autriche: une à éclusées (Inn) et une sans éclusées (Lech).

Toutes les boîtes Vibert ont été mises en place à débit plancher (le week-end) dans des zones du lit inondées en permanence et présentant des morphologies différentes (figure 9). Au total, on a enterré 100 boîtes Vibert en automne, pour les retirer à la fin de l'hiver afin d'étudier le développement des œufs qu'elles contenaient.

Dans le Rhin alpin, seules les boîtes Vibert placées dans le tronçon de Mastrils, et uniquement dans la bordure inférieure des bancs de gravier, contenaient des larves de truites. Les boîtes provenant des autres sites contenaient certes des œufs vivants (au stade «œillé» et à des stades de développement antérieurs), mais aucune larve. Dans l'Inn et dans la Lech, les larves étaient également très peu nombreuses, un constat qui pourrait s'expliquer par le fait que la température de l'eau y est plus basse que dans le Rhin alpin. Ce n'est que dans le ruisseau de Mastrils (où la température de l'eau est plus élevée et où les boîtes Vibert ont aussi été enterrées plus tôt) que plus de 50% des œufs avaient éclos et atteint, comme prévu, le stade de larve.

Si l'on considère toutes les boîtes Vibert soumises à l'effet des éclusées, on observe qu'il existe un lien de cause à effet entre les sédiments fins (diamètre < 0,63 mm) ayant pénétré dans les boîtes et la présence de larves: les œufs n'ont atteint le stade de développement correspondant à la saison (stade de larve) que dans les boîtes où l'apport de sédiments fins était faible (figure 10).

Par la suite, ce retard dans le développement des œufs aurait entraîné une autre conséquence: les larves (en admettant que les œufs soient arrivés à ce stade) n'auraient pas atteint assez tôt (avant la crue printanière) le stade auquel elles sont à même de se déplacer et qu'elles n'auraient jamais pu se développer pour devenir des poissons adultes. On suppose que ce retard est causé par la faiblesse du courant, qui n'assure pas un bon approvisionnement des œufs en oxygène. Cette situation pourrait à son tour s'expliquer par la concentration de sédiments fins qui se déplacent sur le fond du lit dont ils tendent à colmater les pores (espaces interstitiels). Les calculs entrepris montrent que l'exploitation par éclusées accentue cet effet de colmatage, dit interne, dans le Rhin alpin.

Ance du Nord (F)

L'Ance du Nord est une petite rivière au pied du Massif central. Des études y ont été menées entre 1990 et 1993 sur les tronçons suivants: un tronçon ne subissant aucune influence hydrologique (tronçon de référence), un tronçon à débit résiduel et deux tronçons à éclusées (VALENTIN, 1995, 1997). Les photos de la figure 11 présentent l'un des tronçons étudiés à débit plancher et à débit d'éclusée. On reconnaît aisément les bordures qui sont inondées pendant l'éclusée mais qui restent à sec ou ne présentent que des flaques d'eau stagnante à débit plancher.

Sur la base de données concernant la profondeur du lit, le courant et le substrat, l'étude a identifié, dans différents profils en travers de l'Ance du Nord et en fonction du débit, les zones de sédiments qui offrent un habitat aux alevins de truite. Cette modélisation des habitats a été obtenue au moyen de la méthode des surfaces pondérées utiles (SPU).¹⁸ Les résultats de la figure 11 proviennent de deux profils dont les deux rives sont aménagées (station 3) et de deux profils dont seule une rive est aménagée (station 4). Les rives aménagées et escarpées n'offrent des habitats favorables qu'à débit plancher. A débit d'éclusée, ces habitats deviennent défavorables car le courant y est trop fort. Les rives peu escarpées et non aménagées offrent, quant à elles, des habitats favorables aussi bien à débit plancher qu'à débit d'éclusée. Ces habitats potentiels sont cependant très éloignés (jusqu'à 14 m les séparent), ce qui oblige les alevins à migrer deux fois par jour en un temps relativement bref (30 à 60 minutes). S'ils n'y parviennent pas, ils s'échouent (diminution du débit après l'éclusée) ou demeurent dans des sites défavorables soumis à un courant puissant (augmentation du débit pendant l'éclusée). Dans les deux cas, leur survie dépend essentiellement des conditions locales, notamment de la présence de refuges appropriés.

Nidelva (N)

La Nidelva est une rivière du centre de la Norvège où de nombreuses expérimentations ont été menées entre 1997 et 1999 sur l'échouage de jeunes saumons et de jeunes truites

¹⁸ Les SPU correspondent aux «weighted usable areas» (WUA) utilisées dans la «instream flow incremental methodology» (IFIM; BOVEE, 1982, MALAVOI & SOUCHON, 1992).

de rivière (estivaux et individus d'une année) pendant la diminution du débit qui suit l'écluse (SALTVEIT *et al.*, 2001). A cet effet, on a entouré de filets un secteur d'une berge plate («enclosure», figure 12). Cet enclos large de 4 m environ et long de 20 m était entièrement inondé pendant l'écluse (avec une profondeur moyenne de 50 cm), mais se trouvait complètement à sec à débit plancher. Les jeunes poissons qui se dirigeaient vers le milieu de la rivière lorsque le niveau de l'eau s'abaissait pouvaient se réfugier dans une «poche» toujours immergée accrochée à la partie inférieure de l'enclos. Chaque essai consistait à placer 50 à 100 jeunes poissons dans la partie supérieure de l'enclos lorsque le niveau de l'eau était élevé et de les y laisser pendant quelques heures, voire pendant quelques jours, pour leur permettre de s'acclimater. Au bout de ce laps de temps, on abaissait le niveau de l'eau en simulant les conditions d'un régime d'éclusées «ordinaire»: abaissement du niveau en une heure exactement, soit de plus de 0,8 cm/min. L'enclos demeurait ensuite à sec pendant deux heures au moins avant que l'on refasse monter l'eau. Pendant ce temps, on mettait à l'abri les poissons qui s'étaient réfugiés dans la «poche» du filet et l'on recherchait les poissons échoués dans l'enclos. Chaque groupe de poissons participant à un essai était soigneusement marqué et une partie des survivants prenaient part à un essai ultérieur.

La figure 12 illustre les résultats obtenus de jour et de nuit avec des estivaux de truite de rivière en octobre («autumn») et en novembre / décembre 1998 («winter»). La proportion de poissons échoués par essai dépassait 10% en automne et 20% en hiver. Ces données ne tiennent toutefois compte que des poissons qui ont effectivement été retrouvés sur la berge mise à sec. Sur les 80 à 90% restants, seule une partie des poissons sont parvenus à se réfugier dans la «poche», tandis qu'une grande partie d'entre eux (plus de 50% lors de certains essais) n'ont plus «refait surface» du tout ou sont réapparus lors d'essais ultérieurs. Ces poissons ont sans doute cherché refuge dans les interstices des sédiments et certains ont ainsi pu survivre à l'assèchement temporaire de leur habitat. Ces essais montrent d'une part que l'échouage n'est pas synonyme d'une mort certaine pour les jeunes poissons. D'autre part, on constate que le contrôle visuel de la zone asséchée, tel qu'on le pratique pendant les études sur les régimes d'éclusées, ne suffit de loin pas pour découvrir tous les poissons échoués.

Outre les observations sur les truites et sur les saumons dans la Nidelva, d'autres études sur le régime d'éclusées constatent que la proportion de poissons échoués est nettement

plus élevée lorsque la température de l'eau est basse (en hiver et au printemps). Cette différence s'explique notamment par l'activité réduite des poissons et par leur attachement au substrat pendant les saisons froides.

Sitter (CH)

En 1997 et en 1998, une étude a été menée dans la Sitter, en aval de la centrale de Kubel près de Saint-Gall, sur les effets que le régime d'éclusées exerce sur les paramètres abiotiques et biotiques du cours d'eau (LIMNEX, 2000a). Faute d'un tronçon de référence approprié et non exploité, les effets ont une fois de plus dû être évalués sur la base de comparaisons relatives entre débit d'éclusée et débit plancher, ainsi qu'à l'aide de valeurs empiriques et de données comparatives provenant d'autres cours d'eau.

A l'instar de l'Ance du Nord, la Sitter possède de larges zones de sédiments sur ses berges plates qui sont asséchées à débit plancher et où ne subsistent alors que quelques mares d'eau stagnante (figure 13). Dans ces mares, la température de l'eau pouvait augmenter de 5,5 °C en l'espace d'une heure. Dans et autour des ces eaux stagnantes, on a observé en août 1997 une grande quantité de larves d'éphémères, de plécoptères et de trichoptères échouées ou prisonnières. Contrairement à nombre d'espèces d'invertébrés aquatiques certaines larves dotées d'un fourreau ont apparemment assez bien supporté l'assèchement de ces habitats (chapitre 4.2).

En 1998, à la mi-février, on a mesuré la dérive des organismes dans la Sitter au fil de vingt-quatre heures et pour des débits différents (figure 13). En deçà d'un débit d'éclusée de 11,5 m³/s environ, fréquent dans la Sitter, la concentration (densité de la dérive) des macroinvertébrés se situe dans une marge relativement étroite (2 à 4 individus par m³) qui est caractéristique de nombreux cours d'eau. Cependant, la dérive n'a augmenté ni au crépuscule ni à l'aube, alors que cette augmentation correspond à son rythme journalier naturel. Lorsque le débit s'accroît encore un peu, pour passer de 11,5 à plus de 12 m³/s, on constate toutefois une hausse brusque tant de la densité des macroinvertébrés que des végétaux à la dérive (parmi les végétaux, ce sont avant tout des filaments de la chrysophycée *Hydrurus foetidus*). Cette dérive «forcée» est due à la hausse de la charge hydraulique que subit le fond du lit. En effet, le courant étant plus fort il provoque un arrachage et un rinçage mécanique des organismes qui peuplent les

sédiments du fond du lit. Dans des conditions naturelles, une telle dérive, dite catastrophique, ne survient que lors des crues, c'est-à-dire quelques rares fois au cours de l'année. Or l'étude a montré qu'en raison de l'exploitation à éclusées les débits atteignent certains jours ce seuil critique dans la Sitter. Dans d'autres tronçons à éclusées, la dérive catastrophique intervient presque chaque jour ouvrable, notamment en hiver (lorsque le rapport entre débit d'écluse maximale et débit plancher minimal est le plus élevé). A la longue, cet effet peut se traduire par un appauvrissement, voire par une disparition complète, de la colonisation benthique dans certaines zones du lit particulièrement exposées.

Dans tous les échantillons prélevés dans la Sitter, ce sont surtout les larves de diptères qui prédominent (notamment des larves de chironomides et de simulies; figure 13). Il faut savoir que ces larves comptent avec celles d'éphémères (en particulier du genre *Baetis sp.*) parmi les organismes les plus actifs de la dérive dans les cours d'eau alpins.

Bregenzer Ache (A)

La Bregenzer Ache, une rivière du Vorarlberg qui se jette dans le lac de Constance, a fait l'objet pendant plus de dix ans (de 1986 à 1997) d'études écologiques extrêmement approfondies, menées dans le cadre de son exploitation hydroélectrique (JUNGWIRTH *et al.*, 1987; BOKU, 1997/1998). Ces travaux ont permis de comparer des tronçons de référence (ne subissant aucune influence hydrologique), des tronçons à débit résiduel et des tronçons à éclusées (figure 19). La nouvelle centrale d'Alberschwende a été construite sur la Bregenzer Ache pendant la période considérée, mais sa mise en service a été précédée par la réalisation de diverses mesures visant à atténuer les effets des éclusées (voir chapitre 5).

La figure 14 illustre l'évolution de la température de l'eau pendant cinq jours (en juin 1996) dans le tronçon de référence (Bezau) et dans le tronçon à éclusées (Bozenau). Dans le premier tronçon, la courbe présente la forme sinusoïdale typique des conditions naturelles: la température est au plus bas le matin et atteint son maximum en début de soirée. Dans le tronçon à éclusées, l'évolution de la température est toutefois fortement perturbée. On constate en particulier que la température ne diminue que très peu ou pas du tout pendant la nuit (à débit plancher). Le même phénomène a été observé le 9 juin,

un dimanche, alors que les éclusées étaient minimales. Cette situation peut s'expliquer par le fait que le tronçon à éclusées n'est alors alimenté que par l'eau provenant du tronçon à débit résiduel de 25 km situé en amont, dans lequel l'eau présente à toutes les heures du jour et de la nuit des températures plus élevées que dans le tronçon de référence.

Les éclusées, alimentées en partie par des bassins d'accumulation situés à des altitudes plus élevées, n'exerçaient pas toujours la même influence sur la température de l'eau. De plus, à la station de Bozenau, les paramètres ne subissent pas seulement l'influence des éclusées de la Bregenzer Ache mais aussi celle des éclusées d'un cours d'eau latéral qui se jette dans la Bregenzer Ache en amont. Les deux éclusées se superposent et engendrent une courbe des températures parfaitement «arythmique».

En ce qui concerne l'ichtyo-biologie, le tronçon de référence et le tronçon à débit résiduel de la Bregenzer Ache appartiennent à la zone à truites (épirhithron et métarhithron). Dans tous les secteurs où l'on a procédé à des pêches, on a rencontré les deux principales espèces qui en sont caractéristiques (truite de rivière, ou *Salmo trutta forma fario*, et chabot, ou *Cottus gobio*) en nombres suffisant pour former une population (figure 15). Dans les parties inférieures des tronçons à débit résiduel, on a encore trouvé quelques loches franches (*Barbatula barbatula*) et, plus rarement, des individus isolés d'autres espèces de poissons.¹⁹

Dans le tronçon à éclusées, sis dans la zone à ombres (hyporhithron), on a identifié des espèces piscicoles formant une population seulement à l'occasion de quelques campagnes de pêche, la moyenne des espèces présentes se situant entre une et deux. Selon la date et le tronçon considéré, le chabot, le blageon (*Leuciscus soufia agasizzi*), la truite de rivière et d'autres manquaient totalement à l'appel. La diminution du nombre d'espèces, minime en apparence, dans le tronçon à éclusées prend toute sa signification lorsqu'on la compare avec le nombre potentiel d'espèces que l'on s'attendait à rencontrer (figure 15). Cette valeur théorique, établie sur la base de données provenant de cours d'eau similaires, indique sept espèces qui comprennent, outre les trois déjà citées ci-dessus, l'ombre (*Thymallus thymallus*), le vairon (*Phoxinus phoxinus*) et le barbeau (*Barbus barbus*). L'écart entre les dénombrements effectifs et la valeur

¹⁹ Les données étant constituées par les moyennes de quatre campagnes de pêche, effectuées à des dates différentes, les chiffres de la figure 15 se réfèrent à des fractions d'espèces, ce qui serait en soit illogique.

théorique est particulièrement frappant pour l'ombre. Si ce poisson, qui donne son nom à cette portion de rivière (zone à ombres), a certes été identifié au cours de diverses pêches dans les différents tronçons, le nombre des individus recensés n'était jamais suffisant pour constituer une population. L'absence de poissons susceptibles de former une population se situe entre 60 et 100% selon le tronçon à éclusées et selon la campagne de pêche.

Exprimées en une grandeur pour une surface donnée, l'abondance (en individus/ha) et la biomasse (kg de poisson frais/ha) de tout le peuplement piscicole recensé atteignaient des valeurs comparables dans le tronçon de référence et dans le tronçon à débit résiduel (figure 15). Pour les trois années considérées, leurs valeurs étaient toutefois nettement inférieures, à tel point qu'elles correspondaient à un déficit relatif d'individus et de biomasse de 90% environ. En chiffres absolus, ce déficit est encore plus frappant: comparé aux peuplements piscicoles d'autres rivières du même type, le peuplement recensé dans le tronçon à éclusées de la Bregenzer Ache était de loin le plus petit, et même les peuplements du tronçon de référence et du tronçon à débit résiduel se situaient à la limite inférieure des valeurs enregistrées.



Fig. 7: Variété morphologique des tronçons étudiés dans le Rhin alpin. A gauche: entre Zizers et Landquart, avec la zone alluviale de Mastrils; vue vers l'amont. Au centre: entre Triesen et Vaduz, avec bancs de gravier alternés; vue vers l'aval. A droite: tronçon international du Rhin près du passage de Diepoldsau, lit majeur étroit avec francs-bords. Tiré de: ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001).

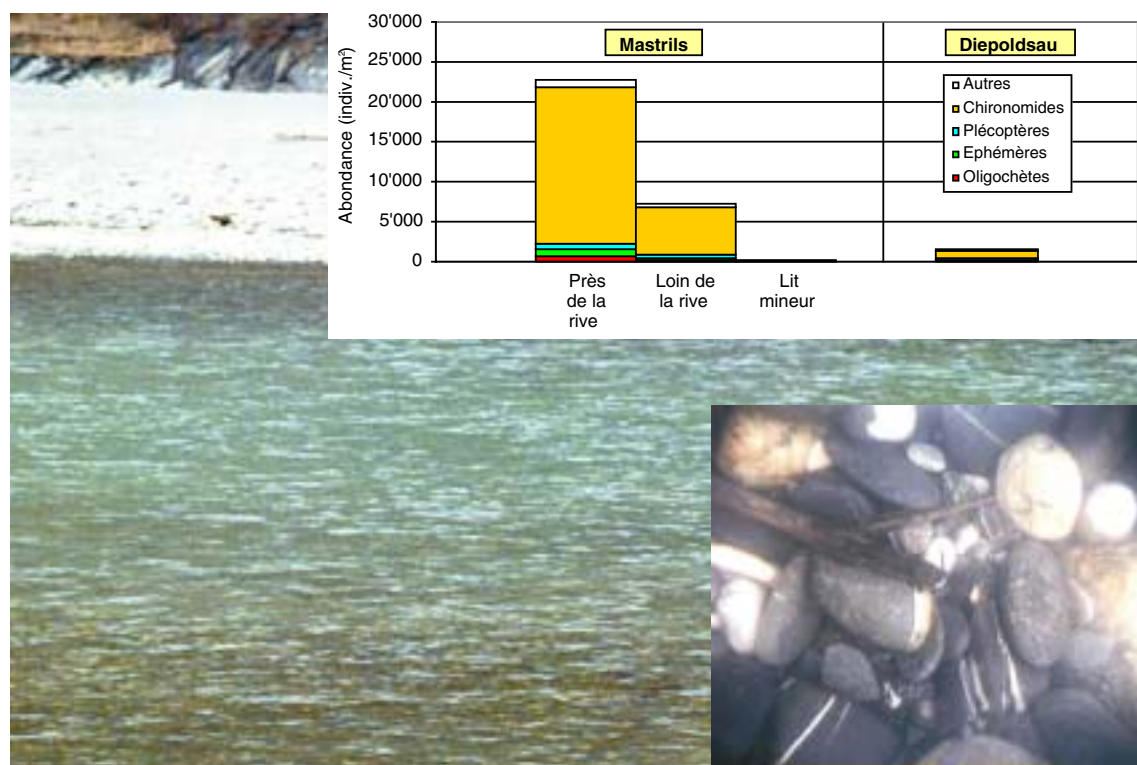


Fig. 8: Phytobenthos et macrozoobenthos dans le Rhin alpin. A gauche: formation d'une ceinture bordière à algue chrysophycée *Hydrurus foetidus* (bandes sombres) dans le tronçon de Mastrils. A droite en haut: macrozoobenthos dans les tronçons de Mastrils et de Diepoldsau en février 2000: densité des peuplements et proportion des grands groupes. A droite en bas: substrat dépourvu de végétation à une profondeur de 1,7 m dans le tronçon de Bad Ragaz (février 2000). Tiré de ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001).



Fig. 9: Expérimentations *in situ* sur le développement d'œufs de truites dans le Rhin alpin. Dans chaque site, les boîtes Vibert modifiées (petite photo) ont été placées dans trois secteurs caractéristiques du lit: en amont du banc de gravier, dans la partie inférieure du banc et le long du banc de gravier. Sur la photo de droite, prise à débit plancher, la limite de la neige indique la ligne riveraine pendant l'écluse maximale. « Unterer Teil der Riffel » = Partie inférieure du banc ; « oberhalb Riffel » = en amont du banc. Tiré de ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001).

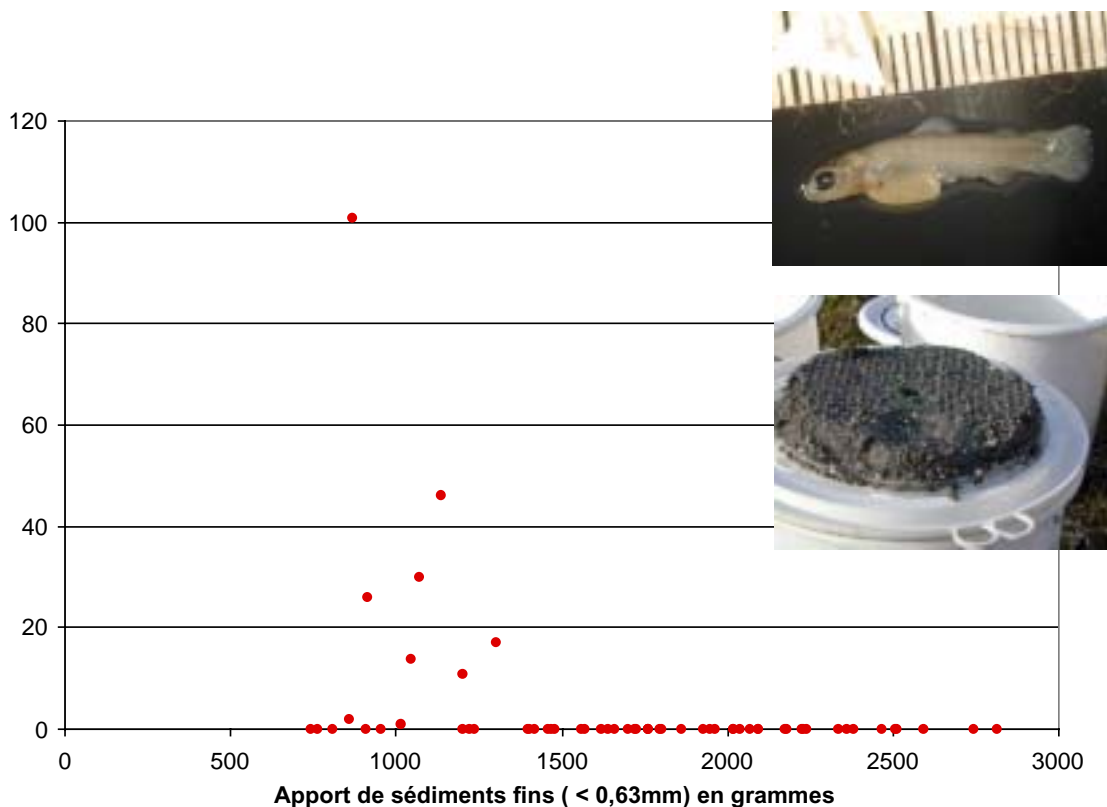


Fig. 10: Développement de larves de truite (petite photo en haut) dans différents tronçons du Rhin alpin en fonction de l'apport de sédiments fins (petite photo en bas). Tiré de ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001).

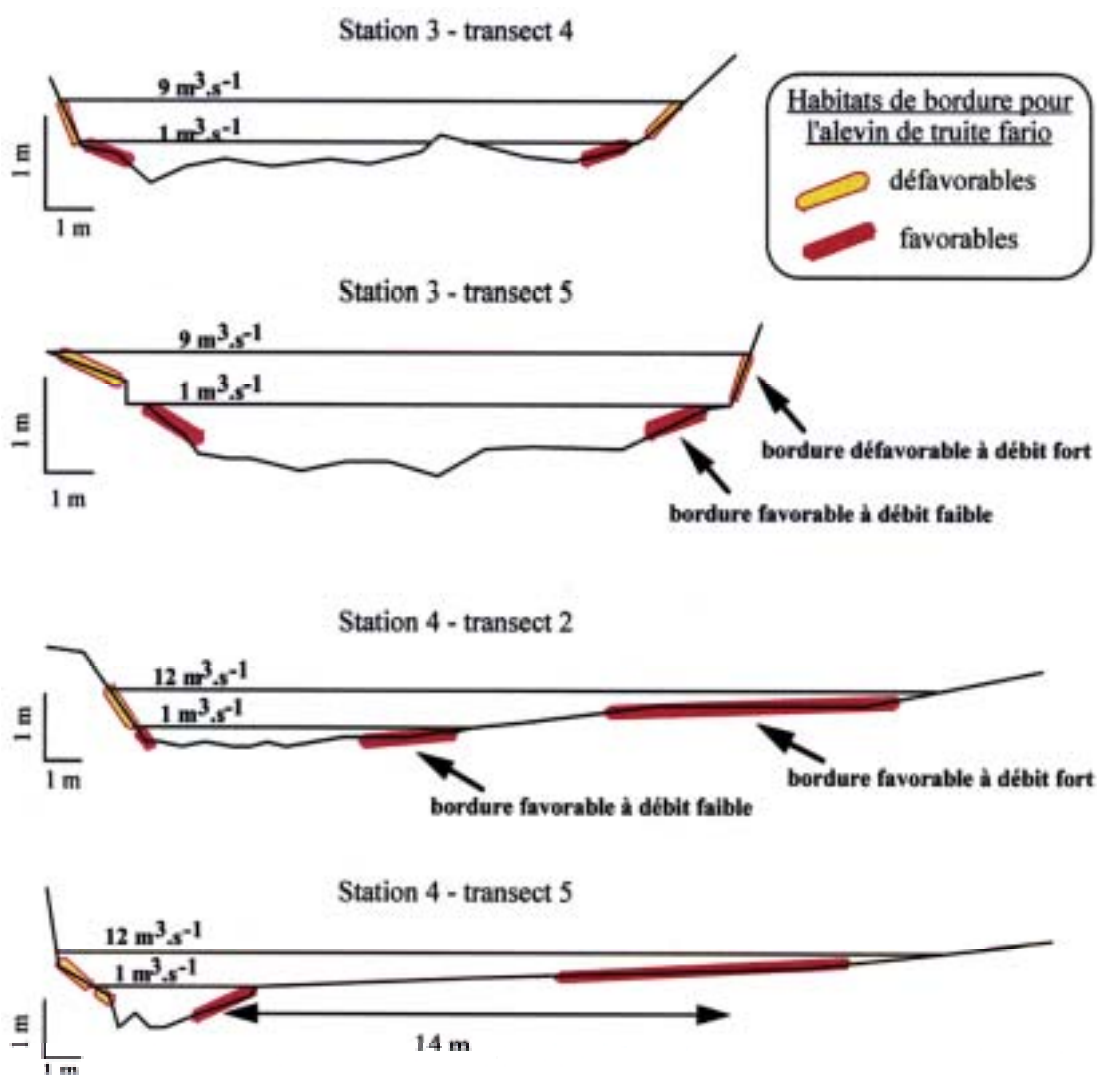


Fig. 11: L'Ancé du Nord à débit plancher (en haut à gauche) et à débit d'éclusee (en haut à droite). Schémas: habitats favorables et défavorables pour l'alevin de la truite de rivière à débit plancher ($1 \text{ m}^3/\text{s}$) et à débit d'éclusee (9 à $12 \text{ m}^3/\text{s}$) dans divers profils en travers. Tiré de VALENTIN (1995). (Reproduction avec l'autorisation de l'autrice et du CEMAGREFF.)

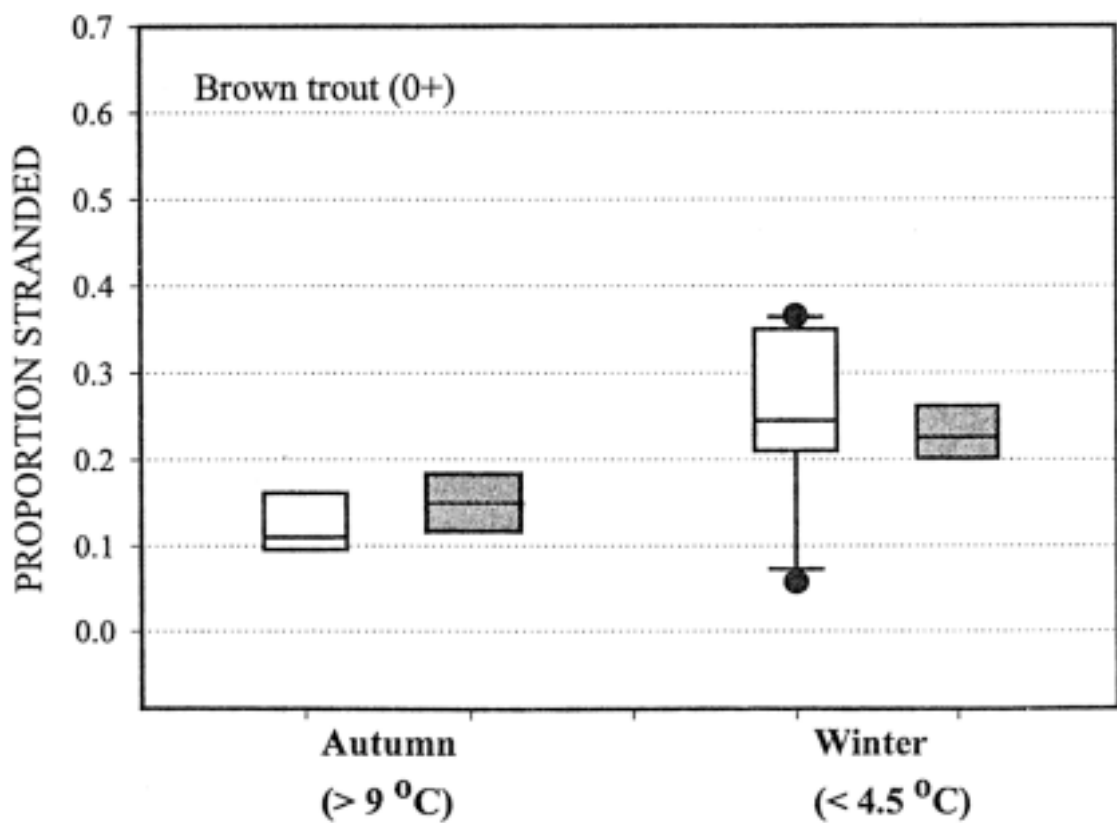


Fig. 12: Expérimentations sur l'échouage d'estivaux de la truite de rivière dans la Nidelva. En haut: enclos installé sur une berge plate. En bas: proportion de poissons qui se sont échoués le jour (rectangles blancs) et la nuit (rectangles gris) en automne et en hiver. Tiré de SALTVEIT *et al.* (2001). © John Wiley & Sons Limited. (Rep. avec l'autorisation des auteurs et des éditeurs.)

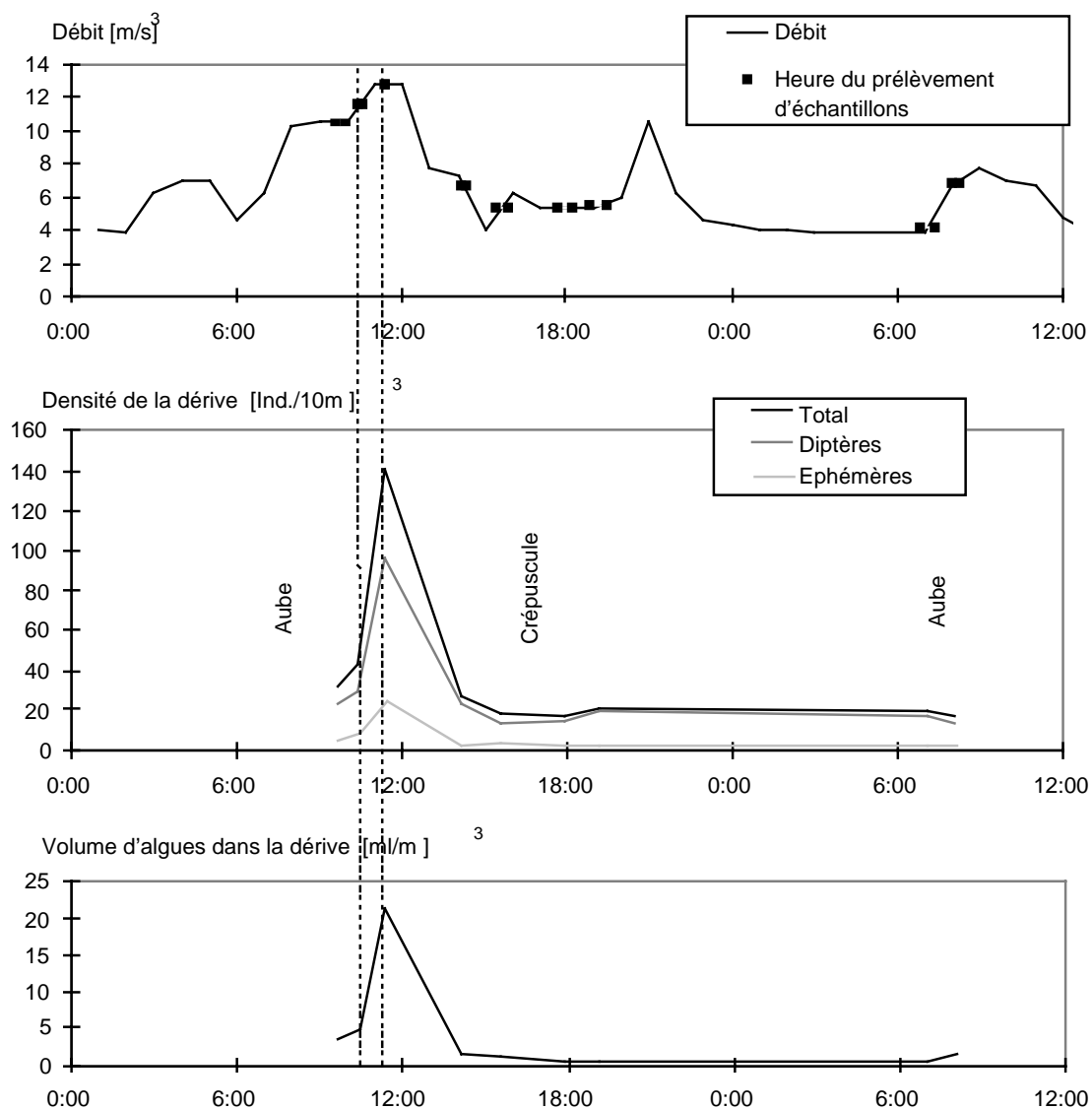


Fig. 13: Tronçon à éclusée de la Sitter près de Saint-Gall. En haut: zones mises à sec (à gauche) et larves de trichoptères échouées à débit plancher. Graphiques: observations de la dérive les 13 et 14 février 1998. Points correspondant au traitillé: mesures peu avant et pendant les pointes de débit d'éclusée. Tiré de LIMNEX (2000a).

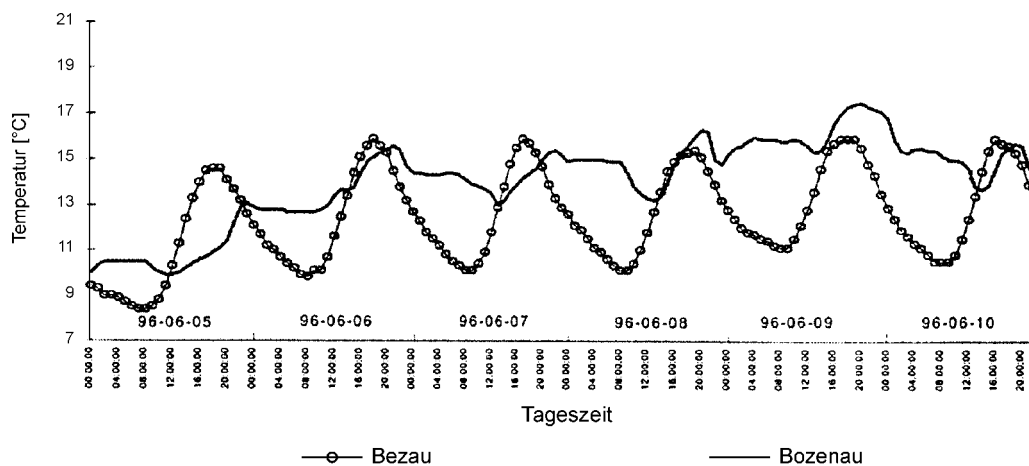


Fig. 14: Evolution de la température dans un tronçon de référence (Bezaun) et dans un tronçon à éclusées (Bozenau) de la Bregenzer Ache du 5 au 10 juin 1996. „Tageszeit“ = Date et heure. Adapté à partir de BOKU (1997/1998).

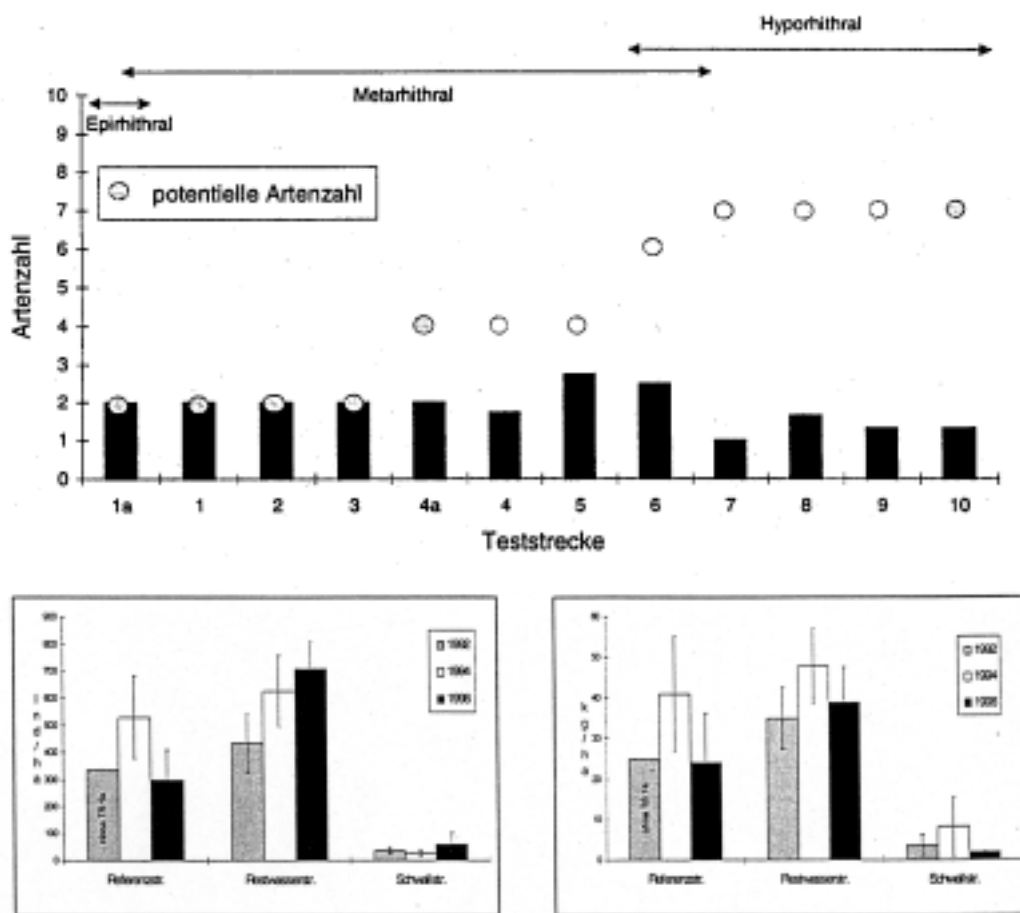


Fig. 15: En haut: nombre d'espèces piscicoles dans le tronçon de référence (1a+1), dans le tronçon à débit résiduel (2–6) et dans le tronçon à éclusées (7–10) de la Bregenzer Ache. Moyennes de quatre pêches réalisées en 1986, en 1992, en 1994 et en 1996. „Artenzahl“ = Nombre d'espèces. „Teststrecke.“ = Tronçon étudié; „potentielle Artenzahl“ = Nombre potentiel d'espèces; „Epi-/Meta-/Hyporhithral“ = Epi-/Méta-/Hyporhithron. En bas: densité et biomasse des poissons dans ces mêmes tronçons pendant les différentes pêches. „Referenzstr.“ = Tronçon de référence; „Restwasserstr.“ = Tronçon à débit résiduel; „Schwallstr.“ = Tronçon à éclusées. Tiré de BOKU (1997/1998).

4 Facteurs déterminant les effets des éclusées

Le type et l'importance des effets des éclusées sur l'habitat et sur la biocénose d'un cours d'eau dépendent non seulement des spécificités propres à l'exploitation par éclusées (chapitre 4.3), mais aussi de diverses caractéristiques du cours d'eau ou du tronçon de cours d'eau et des organismes qui y vivent. Parmi les facteurs déterminants, GISLASON (1985) cite par exemple le numéro d'ordre du cours d'eau, le type de substrat, la morphologie du lit, le régime des températures, la qualité de l'eau ainsi que le peuplement végétal et animal. Par ailleurs, selon FLODMARK *et al.* (2002), l'échouage de poissons varie selon la saison et selon le moment de la journée, ainsi que selon l'âge et la taille des individus.

4.1 Paramètres hydrologiques

Les études réalisées sur divers tronçons du Rhin alpin (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001, voir chapitre 3.4) montrent que la morphologie du cours d'eau est l'un des facteurs qui déterminent le type et la portée des effets des éclusées. Une représentation schématique de l'évolution du fleuve basée sur sa structure et sur sa fonction écologiques (selon BRADSHAW, 1997) révèle des écarts relativement importants entre les différents tronçons à éclusées (figure 16). Leur classement sur le gradient écologique correspond d'ailleurs assez fidèlement à leur état morphologique. Le tronçon international du Rhin, très aménagé et monotone, entre l'embouchure de l'Ill et le lac de Constance (représenté par le tronçon de Diepoldsau) et fortement dégradé du point de vue écologique. La zone alluviale de Mastrils, proche de l'état naturel, présente au contraire une structure écologique nettement plus variée (zones riveraines richement colonisées p. ex.) et remplit un nombre de fonctions écologiques nettement plus grand (reproduction naturelle de la truite de rivière dans des cours d'eaux latéraux facilement accessibles, tel le ruisseau de Mastrils). Le long cours moyen du Rhin alpin entre les embouchures de la Landquart et de l'Ill (représenté par les tronçons de Bad Ragaz et de Buchs) se situe à mi-chemin entre les tronçons de Mastrils et de Diepoldsau, tant pour ce qui est de la morphologie (alternance de bancs de gravier) que de l'écologie.

A l'issue de ses études portant sur deux rivières françaises (figure 16), VALENTIN (1995, 1997) a également conclu que la morphologie d'un cours d'eau joue un rôle décisif sur l'effet des éclusées. Elle a ainsi constaté que ces effets sont souvent d'autant plus graves («risque croissant») que la morphologie de la rivière est monotone («degré d'artificialisation de la morphologie de la rivière»). Ce constat s'explique notamment par le fait que les rivières fortement aménagées n'offrent qu'une variété d'habitats restreinte et que les jeunes poissons peinent dès lors à y trouver des refuges lorsque le débit augmente ou diminue rapidement sous l'effet de l'exploitation par éclusées.

NIEMELA (cit. dans GORE *et al.*, 1994) a découvert que les truites «pressentent» la hausse du niveau de l'eau en cas de crues naturelles et qu'elles disposent dès lors de suffisamment de temps pour se mettre à l'abri («hydraulic cover»). On peut toutefois supposer que les organismes aquatiques ne peuvent guère, ou très rarement, prévoir les éclusées puisque celles-ci n'ont aucun lien avec le régime hydrologique naturel (chapitre 2.2; BRETSCHKO & MOOG, 1990; GORE *et al.*, 1994). L'«alerte» étant donnée plus tard, les organismes vivants ont moins de temps pour s'abriter et donc moins de chances de trouver un refuge sûr à temps.

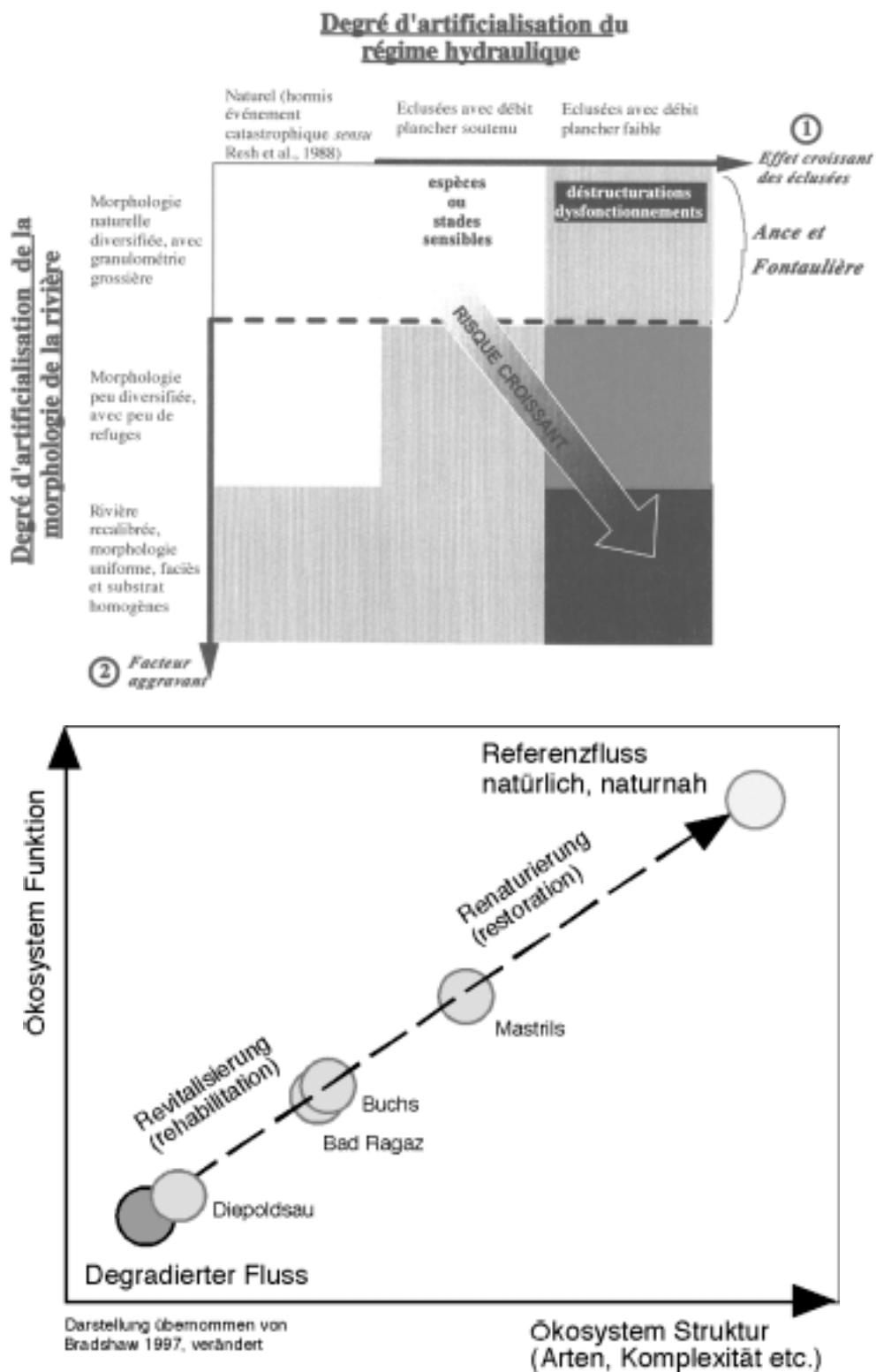


Fig. 16: En haut: effets des éclusées en fonction de la morphologie du cours d'eau et de l'écoulement à débit plancher, étudiés dans deux cours d'eau français. Légèrement modifié à partir de VALENTIN (1995, 1997). (Reproduit avec l'autorisation de l'autrice et du CEMAGREF.) En bas: classement de divers tronçons du Rhin alpin selon leur structure et leur fonction écologiques. „Ökosystem Funktion“ = Fonction écologique; „Ökosystem Struktur“ = Structures écologique (espèces, complexité, etc.); „Degradierter Fluss“ = Cours d'eau dégradé; „Referenzfluss“ = Cours d'eau de référence / naturel, proche de l'état naturel. „Revitalisierung“ = Réhabilitation, „Renaturierung“ = Revitalisation. Tiré de ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001).

4.2 Effets des éclusées sur les différents organismes

Si certains organismes sont très sensibles à l'exploitation par éclusées, d'autres tolèrent très bien ses effets. Dans les tronçons à éclusées qu'elle a étudiés dans l'Ance du Nord, VALENTIN (1995) a constaté que les populations de petite lamproie (*Lampetra planeri*), d'ombre (*Thymallus thymallus*) et de chabot (*Cottus gobio*) souffraient davantage que les autres espèces piscicoles (dont la truite de rivière). Selon des études américaines, les chabots (*Cottus spp.*) se maintiennent relativement bien dans les tronçons à éclusées. En effet, lorsque le courant est fort, et à condition que le substrat soit assez grossier, ils trouvent, tout comme les petits poissons, un grand nombre de refuges dans la zone d'eaux calmes derrière les grandes pierres (GORE *et al.*, 1994). Les mêmes auteurs précisent que les transitions entre débit d'éclusee et débit plancher (et vice-versa), qui modifient le courant et créent des turbulences, constituent les phases hydrauliques critiques pendant lesquelles les chabots et d'autres organismes benthiques (surtout les macroinvertébrés) peuvent se trouver en difficulté.

Les différents groupes et espèces du macrozoobenthos réagissent de manière différente face aux crues naturelles (MILNER *et al.*, 1981) et le régime d'éclusées appelle des réactions tout aussi variées et «individuelles». Dans les zones proche de la rive inondées en permanences du Rhin alpin, on a principalement observé une sous-représentation des individus de taille relativement grande qui colonisent les interstices superficiels des sédiments (nombre d'espèces de plécoptères et d'éphémères) ainsi que des habitants plus petits mais grands consommateurs d'oxygène des couches plus profondes des sédiments (certaines espèces de néréides et de chironomides).²⁰ Ces déficits ont principalement été attribués au colmatage interne et externe (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Dans l'ensemble, on a conclu que les plécoptères et les éphémères, ainsi qu'une partie des trichoptères, sont sensibles aux effets des éclusées, tandis que certaines espèces de chironomides et d'autres diptères les tolèrent au contraire plutôt bien (CUSHMAN, 1985; VALENTIN, 1995; CEREGHINO & LAVANDIER, 1998). MOOG *et al.*

²⁰ Rien n'indiquait toutefois que les organismes qui colonisent la surface des algues («algofaune», surtout les larves d'éphémère du genre *Baetis* et diverses larves de chironomides) se ressentaient du régime d'éclusées. Le lit mineur du Rhin alpin, qui subit une forte charge hydraulique, est en général très peu colonisé (voir chapitre 3.4).

(1993) estiment pour leur part que les effets des éclusées sont favorables aux espèces robustes ainsi qu'aux plécoptères et aux éphémères qui colonisent les interstices du gravier. Les résultats concernant la larve de la trichoptère *Allogamus auricollis* apparaissent de prime abord comme les plus contradictoires. En effet, cette espèce compte parmi celles qui subissent les plus grands dommages dans la Drau (MOOG, 1993a), mais est largement présente, parfois même en densité considérable, dans d'autres tronçons à éclusées des Alpes. Une analyse plus détaillée de ses habitats de prédilection montre qu'elle se concentre, tant dans le Rhin alpin que dans l'Inn, dans les zones peu profondes du lit, qui ne sont guère mises à contribution par les éclusées, et dans la zone de marnage (ARGE LIMNOLOGIE, 2001; ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Les quantités de larves d'*Allogamus* qui peuvent se rassembler dans ces zones marginales peuvent faire croire que l'espèce est très tolérante aux éclusées.²¹

Seuls quelques rares organismes aquatiques parviennent à se maintenir dans la zone de marnage elle-même. Outre *Allogamus auricollis*, il s'agit principalement de deux genres de plécoptères très proches, *Leuctra* et *Capnia*, ainsi que de quelques espèces de larves de chironomides (FISHER & LAVOY, 1972; MORITZ *et al.*, 1999, ARGE LIMNOLOGIE, 2001). Parmi les organismes terrestres (faune riveraine), ce sont surtout les représentants très mobiles des carabes et des araignées qui sont le mieux à même d'utiliser la zone de marnage (ARGE LIMNOLOGIE, 2001).

Pour ce qui est du peuplement végétal, les études consacrées à l'Inn et au Lech au Tyrol (ARGE LIMNOLOGIE, 2001) et celle consacrée au Rhin alpin (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001) constatent toutes que la zone de marnage n'offre pas d'habitat favorable aux macroalgues sensibles à la sécheresse. Il s'agit notamment de deux espèces de chrysophycées (dont *Hydrurus foetidus*, voir chapitre 3.4). D'autres espèces d'algues courantes s'aventurent très en avant dans la zone de marnage qui constitue souvent leur habitat de prédilection. Ces formes tolérantes comprennent les diatomées (en tant que groupe, sans spécification d'espèces), la chlorophycée *Ulothrix* sp. et la cyanophycée *Chamaesiphon polonicus*.

Quant à l'«adaptation» des organismes à l'exploitation par éclusées, les résultats varient également beaucoup. Lors d'une succession d'éclusées assez rapprochées, le taux de la

²¹ A ce sujet, voir également FRUTIGER (submitted).

dérive commence par enregistrer une forte augmentation, tant pour le macrozoobenthos dans la Reuss (MARRER, 2000) que pour les estivaux de truite de rivière dans un canal latéral de l'Oriège (LIEBIG *et al.*, 1998), mais diminue rapidement après deux à quatre éclusées. Lors d'expérimentations en laboratoire sur des jeunes truites de rivière d'une année, FLODMARK *et al.* (2002) ont constaté que le stress hydraulique dû aux éclusées artificielles provoque une forte hausse du taux de cortisol dans le sang des poissons pendant la première journée. Le quatrième et le septième jour, les éclusées (répétées chaque jour) ne provoquaient plus aucune réaction de ce type chez les poissons. A l'opposé, ni les estivaux de truite de rivière ni les individus d'un an observés dans la Nidelva, en Norvège, n'ont «appris» à éviter l'échouage même après plusieurs éclusées déclenchées régulièrement chaque jour (SALTVEIT *et al.*, 2001, voir chapitre 3.4).

4.3 Caractéristiques de l'exploitation par éclusées

Dans le cours supérieur du Rhin alpin (en amont de Maienfeld), l'écluse survient le plus souvent pendant la journée, alors qu'elle arrive la nuit dans le cours inférieur (en aval de Lienz; figure 5). Dans ce cours d'eau alpin, les éclusées provoquent une nette augmentation de la turbidité (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Puisque l'augmentation du débit qui accompagne l'écluse n'intervient pas au même moment sur toute la longueur du cours d'eau, elle exerce un effet différent sur les processus biologiques photoactivés (croissance des algues, dérive des macroinvertébrés, activité des poissons, etc.).

Divers paramètres peuvent être utilisés pour décrire la portée des modifications hydrologiques engendrées par les éclusées (chapitre 2.2). La littérature spécialisée ne fournit toutefois que peu d'indications chiffrées sur l'influence de ces paramètres sur les effets écologiques:

- Se fondant sur ses expériences, MARRER (2000) conclut que le rapport entre débit d'écluse et débit plancher peut atteindre jusqu'à 4 : 1 dans un torrent sans provoquer d'effets écologiques marquants, pour autant que le lit possède un peuplement suffisant d'*Hydrurus*. Des études autrichiennes parviennent à des résultats similaires, puisqu'elles évoquent un rapport maximum «supportable» de 3 : 1.

- Pour ce qui est de l’Inn en Engadine, MARRER (1995) déclare que la largeur inondée du cours d’eau ne devrait pas se rétrécir de plus de 1 m/min, pour permettre à la faune aquatique (notamment aux macroinvertébrés et aux jeunes poissons) de quitter la zone riveraine en même temps que les eaux. Dans le cas de la centrale Plan-Dessous sur l’Aubonne (VD), le taux maximum de diminution du débit a été fixé à 1 m³/s et par heure (LIMNEX, 2001). Dans la River Dee, le taux maximum de variation du débit «écologiquement acceptable» («ecologically acceptable») a été fixé entre 0,5 et 1 m³/s et par heure (BROOKER, 1981). Pour leur part, HAMILTON & BUELL (1976) proposent un taux maximum de variation de 1,7 m³/s et par heure pour la Campbell River. La taille et la morphologie de ces rivières étant sensiblement différentes, il est impossible de transposer sans autres ces valeurs à un autre cours d’eau.

Dans un canal latéral de l’Oriège, un cours d’eau des Pyrénées, LIEBIG *et al.* (1998) ont étudié la dévalaison des alevins de truite de rivière en fonction de la durée de l’éclusee et du débit plancher. Lorsque le rapport entre débit d’éclusee et débit plancher est de 10 : 1, ils ont dénombré dans tous les essais (quelle que fût la durée de l’éclusee) environ le double de jeunes poissons que pour un rapport de 6 : 1.

Prenant comme paramètre l’abaissement du niveau de l’eau, HALLERAKER *et al.* (2002) ont découvert qu’un taux d’abaissement inférieur à 17 cm/h, soit l’équivalent de 0,3 cm/min, excluait tout risque d’échouage des poissons. Selon SALTVEIT *et al.* (2001), un taux d’abaissement situé entre 0,3 et 1,3 cm/min du niveau de la Nidelva dans la zone étudiée n’avait aucune influence sur l’échouage des jeunes poissons (voir chapitre 3.4), car ce phénomène ne pouvait être évité que lorsque le taux d’abaissement demeurait inférieur à 0,2 cm/min.

Dans les études alpines que nous avons analysées en détail (chapitre 3.2), le rapport maximum entre débit d’éclusee et débit plancher fluctuait entre 2,5 : 1 et < 50 : 1, tandis que le taux maximum de variation du niveau d’eau se situait entre environ 0,1 et 4 cm/min (figure 6). Dans la plupart des cours d’eau considérés, ces deux paramètres dépassaient nettement la limite écologique mentionnée ci-dessus. Le rapport entre débit d’éclusee et débit plancher étant connu pour la plupart des situations analysées, il a donc été possible de mettre ce paramètre en rapport avec deux autres indicateurs écologiques qui ont également fait l’objet d’observations attentives:

- *Biomasse macrozoobenthique effective*

Lorsque le rapport entre débit d'éclusee et débit plancher (exprimé en $x : 1$) augmente, la biomasse (valeur actuelle effective), qui est la moyenne de toutes les valeurs disponibles pour le macrozoobenthos, tend certes à diminuer (figure 17), mais aucune étude n'a été en mesure de démontrer un lien de cause à effet entre ces deux paramètres.

- *Biomasse macrozoobenthique théorique*

Le lien semble encore plus ténu entre le rapport débit d'éclusee/débit plancher et la proportion de la biomasse macrozoobenthique effective par rapport à la biomasse théorique (cette dernière étant établie sur la base de la relation entre biomasse et altitude; figure 17).²²

- *Biomasse piscicole*

Selon JUNGWIRTH (1992), le rapport entre débit d'éclusee et débit plancher est l'un des principaux facteurs qui déterminent la biomasse piscicole. L'auteur observe en effet une corrélation négative très nette entre ces deux paramètres dans le rhithron de neuf cours d'eau autrichiens.²³ Les cours d'eau alpins sur lesquels nous sommes penchés ici présentent certes la même tendance, mais les valeurs mesurées se répartissent plus largement autour de la courbe de régression (figure 18).

Ces indications sur les relations entre différents paramètres ne permettent pas de fixer un rapport entre débit d'éclusee et débit plancher qui soit écologiquement supportable.

La dérive des invertébrés n'a été mesurée que dans quatre des cours d'eau alpins étudiés de près. Dans la Reuss, on n'a observé une hausse brusque de la dérive d'algues et de macroinvertébrés (dérive catastrophique) que lorsque l'accroissement du débit correspond à un rapport de 2,5–3 : 1 entre débit d'éclusee et débit plancher (lors de la première éclusee; MARRER, 2000). Une véritable dérive catastrophique survient dans le Rhin alpin lorsque ce rapport atteint 2,5–4 : 1 (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001) et

²² Cette relation a été mise en évidence par JUNGWIRTH *et al.* (1980) et confirmée par DÜCKELMANN (2001) dans les cours d'eau alpins, notamment dans les tronçons à éclusées.

²³ Ces cours d'eau comprennent la Bregenzer Ache et la Drau, également mentionnées dans la présente étude. La représentation logarithmique de la figure 18 correspond à celle de JUNGWIRTH (1992).

dans la Sitter lorsque ce rapport est de 3–6 : 1²⁴ (LIMNEX, 2000a). Dans le Poschiavino, même un rapport de 6–7 : 1 ne provoquait aucune augmentation notable de la dérive des organismes (UVB KWB, 1992).

De récentes études menées sur le Rhin alpin montrent qu'un rapport maximal entre débit d'éclusée et débit plancher de 6 : 1 engendre des atteintes nettement moins graves dans le tronçon de Mastrils, proche de l'état naturel et situé dans le cours supérieur du fleuve, que des rapports moins élevés dans le tronçon situé plus en aval. Dans le tronçon fortement canalisé près de Diepoldsau (le plus en aval des tronçons étudiés), une dégradation biologique importante a été constatée alors que le rapport maximal entre débit d'éclusée et débit plancher atteignait à peine 3 : 1 (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001, voir chapitre 3.4).

Dans le cas du tronçon à éclusées de la Falschauer (Tyrol du Sud), MOOG *et al.* (1998) ont découvert que le développement de la biomasse macrozoobenthique est déterminé par le rapport entre les moyennes mensuelles du débit maximal et du débit minimal. Ainsi, un rapport dépassant 3–4 : 1 se traduisait par une réduction sensible à forte de la biomasse benthique.

Le régime estival du débit résiduel fixé pour le Spöl prévoyait récemment encore un débit différent le jour (2,5 m³/s) et la nuit (1,0 m³/s). La transition entre ces deux débits se faisait sur deux heures, ce qui correspond à un taux de variation de 0,75 m³/s et par heure. Cette mesure a permis, selon MÜRLE (2000), de limiter la disparition de certains organismes.

VALENTIN (1995, 1997) a également établi qu'un autre paramètre important s'ajoute à la morphologie du cours d'eau pour déterminer l'effet des éclusées: le régime d'écoulement (ou régime hydrologique) ou ses variations («degré d'artificialisation du régime hydraulique»). Dans son étude, c'est le débit qui demeure dans le cours d'eau entre deux éclusées, c'est-à-dire le débit plancher, qui joue un rôle prépondérant (figure 16). Conformément aux prévisions, les éclusées entraînaient des effets écologiques plus importants lorsque le débit plancher était plus faible que lorsque le débit plancher était

²⁴ La valeur inférieure se rapporte au débit plancher de 4 m³/s qui régnait dans la Sitter le jour où les mesures ont été réalisées (figure 13) et la valeur supérieure au débit plancher minimal qui est de 2 m³/s.

«soutenu». Dans un tronçon de la Fontaulière, l'accroissement du débit plancher de $0,12 \text{ m}^3/\text{s}$ (qui correspond à un rapport entre débit d'éclusee et débit plancher de 150 : 1) à $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ (rapport débit d'éclusee/débit plancher 15 : 1) améliore les conditions écologiques dans le cours d'eau. Le premier cas correspond toutefois à une situation trop extrême et la différence entre les deux situations est trop importante pour que l'on puisse en tirer des conclusions valables pour d'autres cours d'eau.

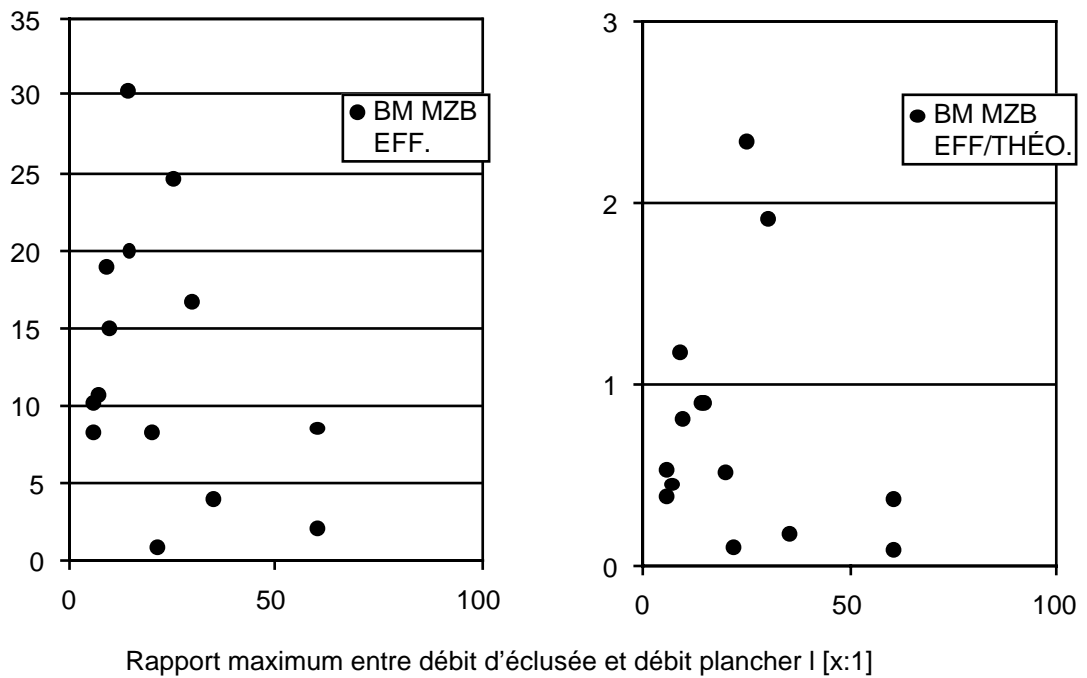


Fig. 17: Relation entre la biomasse macrozoobenthique et le rapport maximum débit d'éclusée/débit plancher dans les cours d'eau alpins (pour autant que ces données figurent dans les études analysées). Les graphiques présentent la biomasse benthique effective (BM MZB EFF., à gauche) et cette valeur exprimée en pourcentage de la biomasse théorique calculée sur la base d'une relation entre biomasse et altitude (BM MZB EFF/THÉO., à droite).

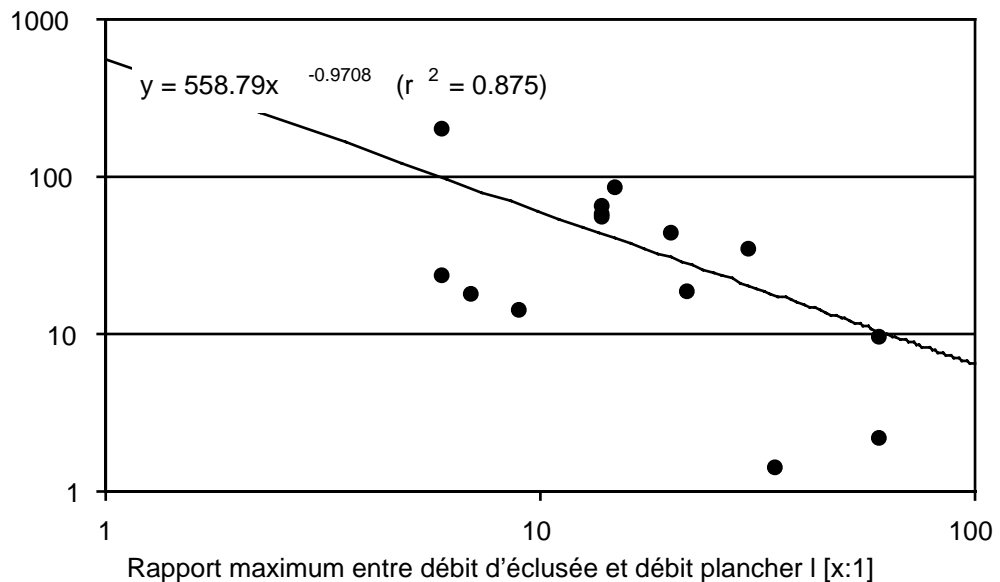


Fig. 18: Relation entre la biomasse piscicole et le rapport maximum débit d'éclusée/débit plancher dans les cours d'eau alpins (points noirs; pour autant que ces données figurent dans les études analysées); droite et relation de régression (non indiquées par des points) calculées pour le rithron de cours d'eau autrichiens selon JUNGWIRTH (1992).

5 Mesures destinées à atténuer les effets des éclusées

Les mesures destinées à atténuer les effets des éclusées dans les cours d'eau visent en principe l'un des deux objectifs suivants:

- Modifier les caractéristiques du cours d'eau pour que l'exploitation par éclusées (non modifiée) ait des conséquences moins graves;
- Modifier l'exploitation par éclusées elle-même.

Parmi les caractéristiques du cours d'eau, on a jusqu'ici identifié et décrit la morphologie comme étant l'un des principaux facteurs qui déterminent le type et l'ampleur des effets des éclusées (chapitre 4.1). Pour améliorer l'écologie d'un cours d'eau, on peut par exemple élargir son lit canalisé et accroître ainsi la variété de ses structures morphologiques. Cependant, plus le lit est large et plus ses berges plates sont grandes, plus la zone de marnage asséchée à débit plancher devient vaste. Comme l'expliquent les auteurs de ARGE LIMNOLOGIE (2001), il s'agit dès lors d'évaluer avec soin les avantages (création de nouveaux habitats) et les inconvénients (agrandissement des zones désertifiées) d'un élargissement du lit (voir chapitre 3.3). Dans l'étude de faisabilité portant sur une revitalisation du Rhin alpin en aval de l'embouchure de l'Ill, cette évaluation, présentée dans ARGE LIMNOLOGIE (2001), a par exemple amené les spécialistes à la conclusion suivante :

«Dans ce cas, la solution optimale consistait non pas à élargir le lit autant que possible, mais à l'élargir de manière limitée et à utiliser le reste de l'espace disponible pour créer des cours d'eau latéraux et des forêts alluviales.» [Traduction]

Sur la base d'études comparatives de tronçons présentant des caractéristiques morphologiques différentes, les auteurs de ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001) ont pu évaluer les améliorations écologiques qu'il est possible d'obtenir en recourant *uniquement* à des mesures d'aménagement. Selon cette évaluation, une réhabilitation du Rhin alpin pourrait au mieux permettre au fleuve de retrouver un état relativement proche de l'état naturel et une qualité écologique similaire à celle qui prévaut dans le tronçon de Mastrils (figure 16). Une telle réhabilitation ne garantirait toutefois pas encore une colonisation benthique de tout le profil du lit ni la reproduction naturelle des truites dans le lit

majeur. Une revitalisation plus ambitieuse, qui viserait à redonner au cours d'eau une structure et une fonction écologiques proches de l'état naturel, ne pourra être menée à bien que si elle prévoit une réduction de l'exploitation par éclusées.

LIMNEX (2001) contient une première compilation des mesures envisageables ou déjà mises en œuvre en Suisse pour modifier l'exploitation par éclusées. L'étude de la littérature spécialisée nous permet d'élargir cette liste en y ajoutant d'autres mesures et d'autres exemples d'application (tableau 6). Les données qui sont venues compléter la liste initiale proviennent des ouvrages suivants: HAMILTON & BUELL (1976), BROOKER (1981), ARMITAGE (1984), MOOG (1990, 1992, 1993a, 1993b), MOOG *et al.* (1993), FORSTENLECHNER *et al.* (1997) ainsi que BOKU (1997/98). Le tableau 6 ne présente que les mesures d'aménagement et d'exploitation qui peuvent *s'appliquer à des centrales fonctionnant par éclusées ou à des cours d'eaux subissant les effets d'un régime d'éclusées*. Outre ces mesures limitées à deux domaines précis, il est également possible d'exercer une *influence globale* sur l'exploitation par éclusées en prenant des mesures au niveau de la politique écologique et énergétique, telles qu'elles sont envisagées par MOOG (1992, 1993b)²⁵ notamment.

La plupart des mesures d'atténuation visent pour l'essentiel à réduire autant que possible la différence entre débit d'écluse et débit plancher ou à ralentir le passage de l'un à l'autre. Le tableau 6 montre que l'on peut mettre en œuvre diverses mesures isolées ou diverses combinaisons de mesures pour y parvenir.

L'étude la plus détaillée destinée à évaluer l'efficacité de mesures d'atténuation dans un cours d'eau alpin a été menée entre 1992 et 1997 sur la Bregenzer Ache, dans le Vorarlberg (BOKU 1997/98, PARSIEWICZ *et al.*, 1998). Elle a été réalisée suite à la construction d'une nouvelle chute pour la centrale d'Alberschwende et d'un bassin de compensation destiné à atténuer l'écluse (bassin latéral de Bozenau).

²⁵ Il s'agit par exemple d'accorder plus d'importance aux fonctions écologiques lorsque l'on considère les intérêts de la protection des eaux d'une part et ceux de l'exploitation des eaux d'autre part (dans le cadre des études d'impact p. ex.) ou de prélever des taxes d'incitation à même d'abaisser les pointes qu'atteint la demande d'électricité. On peut aussi envisager d'interdire l'exploitation par éclusées pour les nouvelles *centrales au fil de l'eau* (chapitre 1.2). Une telle interdiction est appliquée *de facto* en Styrie (LUIS, 2002) et recommandée en Allemagne (UBA, 2001).

Avant la construction de la centrale d'Alberschwende (mise en service en 1992), la Bregenzer Ache comptait déjà deux centrales hydroélectriques (Andelsbuch et Langenegg) dont les éclusées s'additionnaient parfois (figure 19). Le rapport entre débit d'éclusée et débit plancher atteignait au maximum 60 : 1 (JUNGWIRTH *et al.* 1987).

Depuis la construction de la centrale d'Alberschwende, l'eau turbinée dans la centrale d'Andelsbuch est amenée directement vers cette nouvelle centrale et ce n'est qu'ensuite qu'elle est restituée à la Bregenzer Ache. Les eaux turbinées dans la centrale de Langenegg se déversent dans le nouveau tronçon à débit résiduel ainsi créé (qui est l'ancien tronçon à éclusée de la centrale d'Andelsbuch). Dans la partie inférieure de ce tronçon, le débit atteint au minimum entre 2 et 3 m³/s et contribue à augmenter nettement (par rapport à la situation antérieure) le débit plancher minimal dans les tronçons à éclusées plus en aval.

Pour atténuer l'effet des éclusées, on a construit en aval de la centrale d'Alberschwende un bassin de compensation (bassin latéral de Bozenau) dont le volume utile atteint 150 000 m³ (figure 19). Ce bassin sert à provoquer une éclusée «préventive» dans la Bregenzer Ache avant que la centrale d'Alberschwende ne commence à turbiner de l'eau, donc avant qu'elle n'en restitue au cours d'eau. Le système consiste à restituer à la rivière, sur 24 heures, une quantité d'eau proportionnelle à la prochaine véritable éclusée, dont l'ampleur doit donc être fixée à l'avance. La véritable éclusée survenant régulièrement, le débit minimal demeure pendant un temps relativement long (plusieurs jours, voire plusieurs semaines) au niveau relativement élevé de l'éclusée «préventive», avant de retrouver sa valeur minimale (débit plancher).

La solution adoptée crée deux tronçons à éclusées successifs où les débits planchers minimaux atteignent des valeurs proches, mais où les débits d'éclusées sont différents (pointes de débit): le débit maximal est d'environ 30 m³/s dans le tronçon supérieur (tronçon à éclusées 1, entre la centrale de Langenegg et la centrale d'Alberschwende) et d'environ 60 m³/s dans le tronçon inférieur (tronçon à éclusées 2, en aval de la centrale d'Alberschwende). Par rapport aux conditions qui régnaient dans cette partie du cours d'eau avant la construction de la centrale d'Alberschwende, les mesures prises ont permis de réduire le rapport maximum entre débit d'éclusée et débit plancher de 60 : 1 environ à 15 : 1 environ (tronçon 1) et à 30 : 1 (tronçon 2). De plus, l'éclusée «préventive» a diminué le taux maximum de l'accroissement du débit dans le tronçon 2,

puisque ce taux est passé de quelque 4 m³/s et par minute (sans mesures d'atténuation) à environ 0,6 m³/s et par minute (entre débit plancher et débit d'éclusee «préventive») ou à environ 3 m³/s et par minute (entre débit d'éclusee «préventive» et débit d'éclusee).

Voici les principales modifications observées sur les indicateurs biotiques après la mise en œuvre des mesures d'atténuation (selon BOKU, 1997/98 et PARASIEWICZ *et al.* 1998):

- L'atténuation de l'éclusee obtenue grâce à la mise en service du bassin latéral de Bozenau a engendré une nette hausse de la biomasse du macrozoobenthos dans le tronçon 2 (d'environ 2 à 8,5/gm²). Dans le tronçon 1, la biomasse a enregistré une hausse moins forte (elle y atteint 4 g/m² en moyenne) et demeure donc inférieure aux valeurs théoriques établies sur la base d'une relation entre biomasse et altitude (voir chapitre 4.3). Dans les deux tronçons considérés, le nombre de taxons du macrozoobenthos (valeur servant à mesurer la diversité des espèces) n'a guère changé par rapport à la situation antérieure. Dans l'évaluation globale, qui utilise le benthos pour apprécier la capacité d'un cours d'eau à remplir ses fonctions écologiques, la Bregenzer Ache a été rangée dans la classe 2 («moyennement perturbée») à 3 («très perturbée»), alors qu'elle appartenait à la classe 4 (capacité «inexistante») avant la mise en œuvre des mesures d'atténuation.
- Pour ce qui est du peuplement piscicole, les mesures d'atténuation n'ont permis d'améliorer ni sa qualité ni sa quantité dans les deux tronçons à éclusées, où l'on a parfois même observé un recul de la biomasse et de la densité moyenne (voir chapitre 3.4). La capacité du cours d'eau à remplir sa fonction ichtyo-biologique est donc demeurée en classe 3–4 («très fortement perturbée»). Ce résultat surprenant pourrait notamment s'expliquer par le rinçage, au printemps 1995, d'un bassin d'accumulation situé en amont. On a cependant aussi constaté que les mesures d'atténuation ne suffisent pas encore pour permettre à la Bregenzer Ache de couvrir tous les besoins en matière d'habitat des (jeunes) poissons. Comme par le passé, le courant augmente fortement pendant l'éclusee et l'eau atteint des vitesses de plus 1 m/s qui mettent même la truite de rivière en difficulté.

Dans l'ancien tronçon à éclusées de la centrale d'Andelsbuch, la dérivation de tout le débit turbiné et la réglementation de la dotation ont nettement amélioré les capacités écologiques du cours d'eau.

Pour améliorer les conditions écologiques dans la Bregenzer Ache, les spécialistes proposent donc à court terme d'optimiser encore le fonctionnement du bassin latéral de Bozenau (surtout pour ce qui est de l'intensité et de l'amplitude de l'éclusée). A long terme, ils vont jusqu'à envisager de dériver le débit total de l'éclusée jusqu'au lac de Constance, en prévoyant naturellement un débit de dotation suffisant dans le nouveau tronçon à débit résiduel ainsi créé.

Les effets des mesures d'atténuation prises dans les cours d'eau qui figurent dans le tableau 6 ne sont pas (encore) connus, soit parce que l'on ne dispose pas de données sur l'état du cours d'eau avant la mise en œuvre de ces mesures soit parce que leur efficacité n'a pas encore été évaluée.

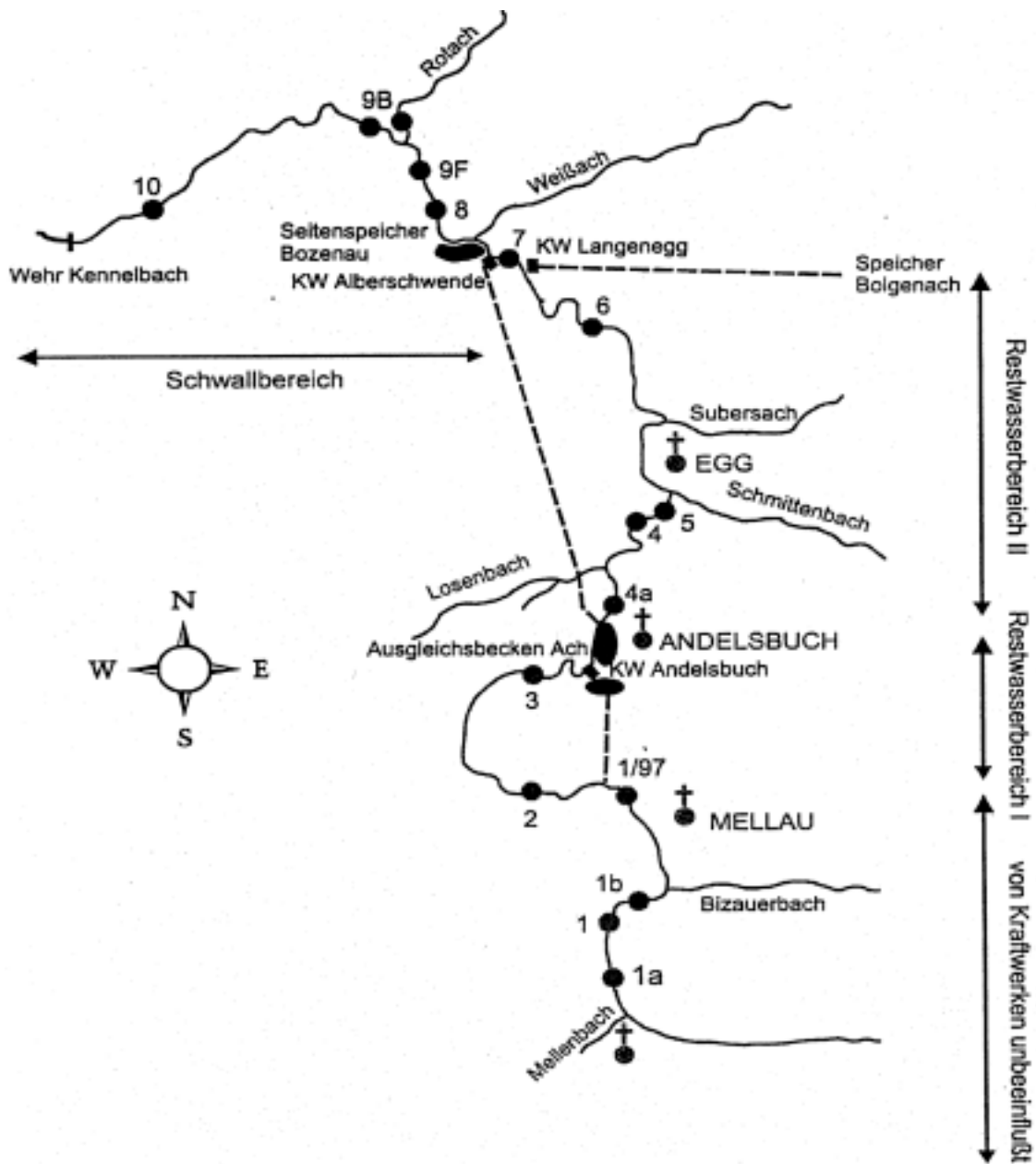


Fig. 19: La Bregenzer Ache et ses centrales hydroélectriques, les tronçons à éclusées et à débit résiduel, ainsi que les stations où des études écologiques ont été réalisées. „Schwallbereich“ = Secteur à éclusées; „Restwasserbereich“ = Secteur à débit résiduel; „von Kraftwerken unbeeinflusst“ = Cours non influencé par les centrales; „Wehr“ = Barrage; „Seitenspeicher“ = Bassin latéral; „KW“ = Centrale; „Speicher“ = Bassin d’accumulation; „Ausgleichsbecken“ = Bassin de compensation. Tiré de BOKU (1997/98)

Tab. 6: Mesures touchant l'aménagement et l'exploitation permettant d'éviter ou d'atténuer les effets des éclusées. La dernière colonne indique des exemples de centrales hydroélectriques, de cours d'eau ou de pays où ces mesures sont déjà appliquées ou prévues (pr.).

Objectif	Type de mesures	Application	Exemples
1 Eviter les éclusées	a) Dériver toute l'eau turbinée (ou une partie de cette eau)	Galerie vers une rivière plus grande, vers un lac Dérivation vers une zone alluviale	— Trun-Ferrera (GR)
	b) Renoncer à exploiter les cours d'eau restés proches de l'état naturel	Concentration de l'exploitation hydroélectrique sur un nombre restreint de cours d'eau	USA (en pr.)
2 Réduire la différence (ou le rapport) entre débit d'écluse et débit plancher	c) Accroître le débit minimal ou le débit résiduel (débit plancher)	Dotation plus grande en aval de la retenue	Le Châtelot (NE) (en pr.)
		Accroissement de la restitution minimale par la centrale	Hauterive (FR) Verbois (GE) Islas (GR) Kubel (SG) Le Chalet (VD) Plan-Dessous (VD)
	d) Réduire les pointes du débit d'écluse	Réduction de la restitution maximale par la centrale	Langenegg (A)
	e) Combinaisons de c) et d)	Combinaison de mesures touchant l'exploitation de centrales isolées	—
		Exploitation anticyclique de plusieurs centrales	Wald (A, en pr.)
Construction d'un bassin de compensation		Linthal (GL) Alberschwende (A) Walgauwerk (A) Ramsach (A)	
3 Améliorer de manière ciblée les conditions saisonnières	f) Mêmes mesures que sous c) ou d), mais limitées dans le temps (p. ex. pendant les périodes de frai)	Restitution minimale supplémentaire par la centrale	Islas (GR)
		Limitation suppl. de la restitution / combinaison	—
4 Atténuer la transition entre débit d'écluse et débit plancher	g) Réduire le taux d'accroissement et de diminution du débit	Démarrage progressif ou plus lent des turbines	Alberschwende (A)
		Arrêt progressif ou plus lent des turbines	Le Châtelot (NE) Kubel (SG) Plan-Dessous (VD)
		Combinaison de ces deux mesures d'exploitation	Verbois (GE) Islas (GR)
		Construction d'un bassin ou d'une caverne de compensation	Voir e)
5 Réduire la taille de la zone de marnage, agrandir la zone inondée en permanence	h) Modifier la structure du cours d'eau par des mesures d'aménagement	Optimisation morphologique du lit	—
		Construction de retenues auxiliaires	Norvège Canada (proposé)

6 Conclusions et recommandations

La présente étude a montré que les effets écologiques des éclusées décrits dans la littérature spécialisée varient grandement selon le paramètre choisi et selon le groupe d'organismes étudié. Parmi les divers indicateurs abiotiques et biotiques, que nous avons tenu à distinguer, certains sont mesurés régulièrement, voire souvent, dans les études portant sur des tronçons à éclusées, tandis que d'autres ne le sont que rarement, voire pas du tout. Les indicateurs qui reviennent le plus souvent, comprennent la température et les paramètres biotiques structurels, tels que la densité du peuplement, la biomasse et la composition du macrozoobenthos ou du peuplement piscicole.

Un grand nombre des études réalisées dans la région alpine ou dans d'autres régions géographiques ont mis en évidence quelques effets écologiques fréquents de l'exploitation par éclusées.

Dans la plupart des cours d'eau étudiés, l'exploitation par éclusées tend à réduire les peuplements macrozoobenthique et piscicole et à modifier leur composition, ainsi qu'à accroître le nombre des organismes qui dérivent dans le cours d'eau lorsque le débit augmente et le nombre de ceux qui s'échouent sur la berge lorsque le débit diminue. Les modifications hydrologiques et écologiques sont en général si importantes que l'on peut assimiler le régime d'éclusées à une perturbation («disturbance») que ne présente jamais le régime naturel ou alors seulement quelques fois dans l'année (pendant les crues).

Sous l'effet des éclusées, l'abondance et la biomasse des poissons et des macro-invertébrés ont diminué dans 65 à 75% des cas étudiés, tandis que la dérive et l'échouage de ces organismes ont augmenté dans 90% des cas. Malgré cette tendance qui paraît manifeste, certains cours d'eau présentent des réactions différentes. En effet, si l'on constate une modification de l'ensemble de la biocénose dans les tronçons à éclusées, cette modification varie grandement d'un cours d'eau à l'autre et d'un groupe d'organismes à l'autre.

Les autres indicateurs ayant fait l'objet d'études relativement approfondies, ne subissent pas une influence aussi uniforme sous l'effet des éclusées. D'un site à l'autre, la température de l'eau ou la diversité des espèces (macrozoobenthos et poissons) ne subissent par exemple pas les mêmes modifications.

Un nombre important d'indicateurs dont on peut attendre une réaction écologique significative sous l'effet des éclusées n'ont pour l'heure fait l'objet que d'analyses isolées. Ces indicateurs comprennent par exemple la composition granulométrique et le colmatage du fond du lit, le courant qui règne au fond du cours d'eau («stress hydraulique») ou l'extension de la végétation riveraine dans les zones alluviales.

Pour identifier et évaluer les effets des éclusées sur un cours d'eau, il importe donc toujours de procéder à une étude détaillée de la situation particulière de ce cours d'eau.

S'il existe nombre de constats univoques sur l'échouage d'organismes (surtout de jeunes poissons), ce phénomène très répandu n'a pourtant jusqu'ici guère été étudié dans les tronçons à éclusées en Suisse et dans les Alpes. Les données sur les cours d'eau alpins présentent ce genre de lacunes pour d'autres indicateurs importants, tels que la teneur de l'eau en matière organique particulaire (qui va des détritiques fins au bois mort) ou le comportement et l'écologie alimentaire des poissons et des macroinvertébrés subissant l'effet des éclusées.

Ces prochaines années, de futures études ou des études déjà en cours sur des cours d'eau suisses apporteront des compléments d'information sur les variations des facteurs abiotiques et biotiques engendrées par les éclusées. Un vaste projet interdisciplinaire a par exemple été lancé pour étudier le Rhône dans le canton du Valais, plus particulièrement pour ce qui est des trois corrections du fleuve (<www.rhone-thur.eawag.ch>). Ce projet étudiera notamment les effets du régime d'éclusées et des mesures de revitalisation prévues (élargissement du lit) sur les habitats naturels et sur les biocénoses du fleuve et de ses rives.²⁶

²⁶ Les premiers rapports de ce projet sont déjà disponibles (UHLMANN, 2001; WALTHER, 2002; BAUR, 2002) et nous avons pu les consulter pour les besoins de la présente étude.

En Suisse comme ailleurs, les milieux scientifiques et ceux de la protection des eaux s'intéressent depuis quelques années de plus en plus à l'exploitation par éclusées. Mais beaucoup reste à faire pour compléter les connaissances actuelles, de même qu'il est urgent de mener des projets de recherche et des expérimentations pratiques sur les effets écologiques que provoque l'exploitation de nos cours d'eau afin de satisfaire certains besoins énergétiques (pointes de consommation).

On ne dispose pour l'heure de données fiables que pour quelques-uns des différents facteurs qui déterminent le type et l'ampleur des modifications dues aux éclusées. Il s'agit des facteurs suivants: la morphologie du cours d'eau, les espèces d'organismes aquatiques et les caractéristiques du régime d'éclusées. On sait par exemple que certains organismes ou groupes d'organismes se révèlent extrêmement sensibles aux effets des éclusées, tandis que d'autres résistent ou s'adaptent beaucoup mieux à ces perturbations. Divers groupes d'algues colonisatrices (phytobenthos) ou d'invertébrés (macrozoobenthos) qui colonisent le fond du cours d'eau illustrent très bien cette différence.

La morphologie d'un cours d'eau peut aussi bien atténuer qu'aggraver les effets écologiques des éclusées. Dans certains cas, une diversité naturelle des structures morphologiques (bancs de gravier et berges plates, p. ex.) permet à une biocénose appropriée à la station de s'établir et de subsister dans certaines zones du lit malgré les éclusées. Dans d'autre cas, on craint qu'une morphologie proche de l'état naturel (avec des berges plus plates) ne contribue à étendre la zone de marnage (désertée du point de vue biologique) à des surfaces jusqu'alors soit inondées soit à sec en permanence.

La morphologie, c'est-à-dire aussi le degré d'aménagement, d'un tronçon de cours d'eau détermine de manière prépondérante les effets écologiques des éclusées. Il faut dès lors en tenir compte lors de l'évaluation et, surtout, lors de la revitalisation de cours d'eau à éclusées.

Pour l'heure, on ignore pratiquement tout de l'influence que les autres paramètres hydrauliques mentionnés dans la littérature spécialisée (numéro d'ordre du cours d'eau ou qualité de l'eau, p. ex.) exercent sur les effets des éclusées.

Une accentuation de l'exploitation par éclusées (augmentation du débit d'éclusee, abaissement du débit plancher ou accélération du passage d'un débit à l'autre) tend à accroître les effets des éclusées. Quelques connaissances éparses existent sur l'importance des caractéristiques des éclusées (en fonction de divers paramètres) et quelques rares études ont même chiffré les «limites écologiquement supportables» que le régime d'éclusées devrait respecter. Une notion semble faire l'unanimité dans ce domaine: le rapport entre débit d'éclusee et débit plancher, pour lequel les auteurs évoquent une valeur maximale «admissible» entre 3 : 1 et 4 : 1. Ces valeurs ne sont toutefois fournies qu'à titre indicatif et il serait faux de les généraliser, car elles ne fournissent aucune information sur les véritables effets des éclusées dans un cours d'eau particulier. Ce constat a été confirmé par des comparaisons des rapports entre débit d'éclusee et débit plancher et des effets des éclusées sur certains indicateurs dans les cours d'eau alpins étudiés.

De plus, les effets des éclusées ne dépendent pas seulement du niveau des différentes éclusées, mais aussi de leur fréquence et de leur régularité. Cependant, seules quelques rares études se sont penchées sur ces différentes corrélations. Pour certains indicateurs biotiques, on a constaté une certaine «adaptation» à la succession régulière des éclusées, pour d'autres cette adaptation est totalement inexistante.

Les paramètres hydrologiques, tels que le rapport entre débit d'éclusee et débit plancher ou la vitesse d'accroissement ou d'abaissement du débit, permettent certes de classer les exploitations par éclusées dans quelques catégories grossièrement définies, mais ne permettent aucunement d'évaluer les effets des éclusées. Des efforts doivent donc être entrepris pour identifier et recenser ces effets, en tenant compte du type et de l'ampleur de l'exploitation par éclusées, dans les cours d'eau alpins, ne serait-ce par exemple que pour faciliter l'élaboration de futures prescriptions légales.

Jusqu'à présent, l'efficacité de mesures destinées à atténuer les effets des éclusées dans la région alpine n'a fait l'objet d'une étude détaillée que dans le cas de la centrale hydroélectrique d'Alberschwende sur la Bregenzer Ache. Dans cet exemple, on a recouru à une combinaison de mesures dont certaines sont déjà appliquées pour d'autres centrales (augmentation du débit plancher, réduction de la différence entre débit d'éclusée et débit plancher), mais dont d'autres sont uniques en leur genre (création d'une éclusée «préventive»). Les résultats de cette étude ne permettent donc pas de tirer des conclusions sur l'efficacité d'autres mesures et de leurs combinaisons.

Une vaste campagne d'essais a toutefois été menée récemment dans la Reuss et nous avons pu tenir compte de ses premiers résultats dans la présente étude (chapitre 3.2; MARRER, 2000). Elle fera l'objet d'un rapport final qui devrait paraître bientôt. Par ailleurs, l'OFEFP prévoit une étude de suivi écologique sur les effets des mesures d'atténuation mises en œuvre en aval de la centrale du Châtelot.

Dans les centrales suisses, diverses mesures, dont certaines fort prometteuses, ont déjà été prises pour atténuer les effets des éclusées (forte réduction des différences de débit ou ralentissement du retour au débit plancher, p. ex.). Leurs bienfaits pour l'écosystème sont pour l'heure complètement inconnus et il importe donc de soumettre ces mesures à des études de suivi (contrôle de l'efficacité).

Une étude *in situ* et une évaluation des effets des éclusées sur l'écosystème doivent souvent être menées dans le cadre des études d'impact sur l'environnement (EIE) prescrites par la loi pour les projets d'exploitation hydroélectrique de taille moyenne à grande (puissance installée > 3 MW) ou pour l'obtention du certificat de «courant écologique» selon la procédure très répandue de l'EAWAG (BRATRICH & TRUFFER, 2001). Dans le premier cas, l'évaluation se fonde principalement sur des normes légales;²⁷ dans le second, toute une série d'exigences spécifiques s'ajoutent à ces

²⁷ Parmi ces normes, mentionnons avant tout la loi fédérale sur la protection de l'environnement (LPE), la loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux), l'ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux), la loi sur la pêche (LFSP), ainsi que les diverses dispositions d'exécution cantonales.

normes. Dans les deux cas, on doit inévitablement choisir parmi tous les paramètres envisageables (indicateurs) ceux qui seront les plus «parlants». LIMNEX (2000b) a choisi quelques indicateurs et méthodes utilisés dans les études réalisées jusqu'alors en Suisse, afin d'évaluer et de vérifier leur pertinence et les travaux nécessaires pour les mesurer:

- **Morphologie:** Sous l'effet de la variation des débits, la largeur et la profondeur du lit d'un cours d'eau enregistrent presque toujours de grandes différences, d'importance écologique, entre débit d'éclusee et débit plancher. Ces différences mettent en évidence l'ampleur des zones mises périodiquement à sec par rapport à la largeur totale du lit et permettent ainsi d'évaluer la surface du cours d'eau où la productivité est faible voire inexistante. Elles permettent également de savoir si toutes les conditions sont remplies en tout temps, même à débit plancher, pour permettre la migration des poissons. En limitant les mesures à quelques profils en travers représentatifs et en simplifiant la méthode appliquée – dans les cours d'eau petits à moyens – ces mesures n'exigent pas de grands travaux ni de grands frais. Dans les grands cours d'eau, les relevés nécessitent la mise en place d'une infrastructure importante et il est parfois indispensable de recourir à des méthodes permettant de simuler l'existence d'habitats.
- **Hydraulique:** Dans les cours d'eau petits à moyens, des mesures relativement simples du profil en travers permettent aussi, dans une première approche, de mesurer les paramètres de l'écoulement. Les données recueillies au moyen de moulinets suffisent en général pour révéler des différences entre débit d'éclusee et débit plancher, dont il est ensuite possible de vérifier l'impact écologique par des moyens très simples (vitesse d'écoulement moyenne requise pour les eaux à truites, présence ou absence d'un courant suffisant pour les espèces de macroinvertébrés rhéophiles, etc.). Des observations plus détaillées (par exemple celles qui consistent à déterminer les conditions d'écoulement à proximité du fond du lit ou à déterminer les relations entre les différents types d'écoulement et les exigences en matières d'habitat de certains organismes) nécessitent toutefois un travail nettement plus important, tant pour collecter que pour exploiter les données, ainsi que pour les modéliser.
- **Zone de marnage:** L'étude des zones mises à sec à débit plancher peut être réalisée de manière très simple: il suffit en effet de contrôler ces zones *de visu* et d'y recher-

cher les poissons et les macroinvertébrés échoués (ou ceux prisonniers de mares résiduelles). Cette méthode simple et peu coûteuse permet de constater l'ampleur des dégâts directs que l'abaissement du niveau de l'eau fait subir aux organismes. Elle ne permet toutefois pas toujours de recenser la totalité des organismes échoués.

- **Température:** Dans la plupart des cours d'eau, il suffit d'un simple enregistreur de données pour mesurer les températures. L'interprétation des données exige toutefois nettement plus de travail, puisque les variations de la température sont souvent complexes et influencées par un grand nombre de facteurs annexes (conditions atmosphériques, composition de l'eau turbinée, niveau des eaux souterraines, etc.).
- **Dérive des invertébrés:** Le prélèvement d'échantillons à titre informatif au cours du passage du débit plancher au débit d'écluse n'exige pas de moyens excessifs. De tels échantillons ne permettent toutefois pas de savoir si la dérive provoquée par l'écluse influe sur la dérive naturelle (qui intervient le plus souvent à l'aube ou au crépuscule) et, si oui, dans quelle mesure (décalage dans le temps «uniquement» ou augmentation nette du volume total de la dérive). Pour répondre à cette question, il faudrait dans chaque cas mettre en œuvre des moyens importants pour procéder à une analyse détaillée. Dans les grands cours d'eau, l'étude de la dérive exigera toujours des moyens importants en raison de difficultés méthodologiques accrues.
- **Phytobenthos:** Il suffit de moyens relativement modestes à moyens pour recenser à l'œil nu les algues présentes dans les zones peu profondes du cours d'eau. Dans ce cas on les recense par groupes (diatomées p. ex.) ou par espèces isolées aisément identifiables (telle *Hydrurus foetidus*). Dans les zones plus profondes ou dans des cours d'eau plus grands, ce travail exige à nouveau plus de moyens.
- **Macrozoobenthos:** Dans les cours d'eau ayant fait l'objet d'études détaillées, on n'a identifié une modification du macrozoobenthos due à l'écluse que dans les cas où l'on a pu mesurer de manière fiable la quantité des individus (fréquence, biomasse) sur la base d'un grand nombre d'échantillons quantitatifs isolés prélevés à grands frais. Des analyses moins coûteuses (utilisant un nombre plus restreint d'échantillons ou des échantillons semi-quantitatifs) ne font pas toujours apparaître ces différences entre le tronçon à éclusées et le tronçon de référence. Les résultats de telles analyses appellent une autre réserve: pour avoir une référence, on est souvent obligé de se rabattre sur le tronçon de débit résiduel situé juste en amont du

tronçon à éclusée ou sur un tronçon situé beaucoup plus en amont qui présente une typologie différente. On est par ailleurs loin de disposer de valeurs quantitatives du macrozoobenthos qui sont caractéristiques de différents types de cours d'eau non influencés par un régime d'éclusées (sans doute car la collecte de telles données passe également par une somme de travail considérable.)

- **Poissons:** Dans tous les cas, le recensement des peuplements piscicoles a été réalisé au moyen de la pêche électrique voire à l'aide d'un bateau spécial (dans les grands cours d'eau) et son coût se révèle donc relativement élevé. L'absence de reproduction naturelle pour certaines espèces (frai naturel et développement du frai) a été identifiée par le report cartographique des frayères et par la détermination et l'estimation de l'âge des poissons pêchés. En tant qu'indicateurs de l'état écologique d'un cours d'eau, les poissons présentent par rapport aux macrozoobenthos l'avantage d'être mieux connus. On dispose en effet de connaissances théoriques sur la répartition des différentes espèces ainsi que sur la densité et sur la composition du peuplement piscicole à un moment donné et en fonction du type de cours d'eau.

BRATRICH & TRUFFER (2001) fournissent d'autres indications sur la méthodologie et sur le contenu d'ouvrages spécialisés consacrés à l'exploitation par éclusées.

Bibliographie

- AMMANN, M. (1993): Das durch Wasserkraftnutzung veränderte Abflussregime eines alpinen Fliessgewässers und dessen Auswirkungen auf das Makrobenthos. Thèse EPF n° 10107, 147 p.
- AQUA PLUS (1990): Biologische Begleitung der Schwallversuche in der Sihl vom Sommer 1990. Rapport établi sur mandat de l'Office de la protection des eaux et des constructions hydrauliques du canton de Zurich, 29 p. + annexes.
- ARGE LIMNOLOGIE (1994): Gesamtuntersuchung Salzach. Teiluntersuchung 1.4.1, Makrozoobenthos und Gewässergüte. Rapport final établi sur mandat de l'Amt der Salzburger Landesregierung et du Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Vienne, 155 p. + annexes.
- ARGE LIMNOLOGIE (2001): Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen. Rapport établi sur mandat de l'Abteilung Umweltschutz des Amtes der Tiroler Landesregierung, Innsbruck, 201 p.
- ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001): Trübung und Schwall im Alpenrhein. Rapport final, rapport spéciaux et étude bibliographique sur mandat de la Commission internationale pour la protection du Rhin, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. Ensemble env. 500 p. + annexes.
- ARMITAGE, P.D. (1984): Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. In: LILLEHAMMER, A., SALTVEIT, S.J.(eds.): Regulated Rivers. Universitetsforlaget AS, Oslo, 139 – 165.
- BAUR, H. (2002): Habitat- und Makrozoobenthosdiversität entlang drei alpiner Flüsse. Travail de diplôme, EPF Zurich / EAWAG, 57 p. + annexe.
- BOKU (1990): Fischerei und Gewässerökologie. Fachgutachten C10 im Rahmen des Umweltverträglichkeitsberichtes der Rheinkraftwerke Schweiz / Liechtenstein (HOLINGER, 1991). Rapport de l'Abteilung Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur de l'Université für Bodenkultur, Vienne, 263 p.

- BOKU (1997/98): Limnologische Gesamtbeurteilung des KW Alberschwende. Etude de l'Université für Bodenkultur, Vienne, sur mandat des Vorarlberger Kraftwerke AG. Synthèse et rapports, ensemble env. 540 p.
- BOVEE, K.D. (1982): A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Instream Flow Information Paper No. 12 FWS/OBS 82/26. Western Energy and Land Use Team, U.S. Fish and Wildlife Service, Ft. Collins, Colorado, 248 p.
- BRADSHAW, A.D. (1997): What do we mean by restoration? In: URBANSKA, K.M., WEBB, N.R., EDWARDS, P.J. (eds.): Restoration Ecology and Sustainable Development. Cambridge University Press, Cambridge, 8 – 14.
- BRATRICH, C., TRUFFER, B. (2001): Ökostrom-Zertifizierung für Wasserkraftanlagen. Konzepte, Verfahren, Kriterien. Ökostrom Publikation Band 6, publié par l'EAWAG, Kastanienbaum, 113 p.
- BRETSCHKO, G., MOOG, O. (1990): Downstream effects of intermittent power generation. Water Sci. Tech. 22, 127 – 135.
- BROOKER, M.P. (1981): The impact of Impoundments on the downstream Fisheries and general ecology of Rivers. Adv. Appl. Biol. 6, 91 – 152.
- BÜRO MAGGIA (1995): Schwallerscheinungen im Fluss Ticino durch den Betrieb der Kraftwerke Ritom (SBB) und Stalvedro (AET). Texte Piotta – Rodi. Rapport établi sur mandat de la Direction Centrales électriques des CFF, Zollikofen, 8 p. + annexes.
- CEREGHINO, R., LAVANDIER, P. (1998): Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Plecoptera from a mountain stream. Regulated Rivers: Research & Management 14, 297 – 309.
- CIPRA (1992): Die letzten naturnahen Alpenflüsse. Kleine Schriften 11/92 der Internationalen Alpenschutz-Kommission, Vaduz, 71 p.
- CUSHMAN, R.M. (1985): Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. N. Am. J. Fish. Man. 5, 330 – 339.

- DÜCKELMANN, H. (2001): Seehöhen-Biomassen-Beziehung des Makrozoobenthos in österreichischen Fließgewässern. Travail de diplôme à l'Université für Bodenkultur, Vienne, 81 p. + annexe.
- EBERSTALLER, J., HAIDVOGL, G., JUNGWIRTH, M. (1997): Gewässer- und Fischökologisches Konzept Alpenrhein. Grundlagen zur Revitalisierung mit Schwerpunkt Fischökologie. Rapport de l'Université für Bodenkultur, Vienne, sur mandat de l'Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, 90 p.
- ECONCEPT (1999): Ökologische Qualitäten der Wasserkraft im Vergleich zu anderen Stromproduktionsarten. Rapport sur mandat de l'Association suisse de l'aménagement des eaux, Baden, 72 p.
- EISNER, J. (1998): Schwellbetrieb: Auswirkungen — Massnahmen. Ber. Versuchsanstalt Oberrach und Lehrstuhl f. Wasserbau u. Wasserwirtschaft TU Munich Nr. 82, 545 – 561.
- EISNER, J., PANEK, K. (1993): Auswirkungen der Regulierung und Schwallbelastung des Zillers auf Algen, Zoobenthos und die Drift. Etude réalisée sur mandat de la Tauernkraft, 76 p.
- FELKEL, K. (1959): Der Schwellbetrieb der Flusskraftwerke. Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau Karlsruhe 13, 26 – 41.
- FISHER, S.G., LAVOY, A. (1972): Differences in littoral fauna due to fluctuating water levels below a hydroelectric dam. J. Fish. Res. Board Can. 29, 1472 – 1476.
- FLODMARK, L.E.W., URKET, H.A., HALLERAKER, J.H., ARNEKLEIV, J.V., VØLLESTAD, L.A., POLÉO, A.B.S. (2002): Cortisol and glucose responses in juvenile brown trout to a fluctuating flow regime in an artificial stream. J. Fish Biol. 60, 238 – 248.
- FORSTENLECHNER, E., HÜTTE, M., BUNDI, U., EICHENBERGER, E., PETER, A., ZOBRIST, J. (1997): Ökologische Aspekte der Wasserkraftnutzung im alpinen Raum. vdf Hochschulverlag, Zurich, 100 p.
- FRANCHE-COMTÉ (1994): Le Doubs Franco-Helvétique. Rapport de la Région Franche-Comté et de la communauté de travail du Jura, 90 p. + annexes.

- FRUTIGER, A. (submitted): Effects of hydroelectric power production on the life history of a Benthic Invertebrate (*Allogamus auricollis*, Trichoptera). Freshwater Biology.
- GEIGER, W., JENNY, H. (1988): Bericht über die gewässerökologischen und fischereibiologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit dem Bau und Betrieb des KW Landquart. Rapport sur mandat de la Motor Columbus Ingenieurunternehmung SA, Baden, 211 p. + annexes.
- GERSTER, S. (1989): Einfluss von künstlichen Wasserstandschwankungen auf die Fischerträge in Fließgewässern. Schweiz. Fischereiwissenschaft 6/4, 6 – 7.
- GISLASON, J.C. (1985): Aquatic insect abundance in a regulated stream under fluctuating and stable diel flow patterns. N. Am. J. Fish. Man. 5, 39 – 46.
- GORE, J.A., NESTLER, J.M., LAYZER, J.B. (1989): Instream flow predictions and management options for biota affected by peaking-power hydroelectric operations. Regulated Rivers: Research & Management 3, 35 – 48.
- GORE, J.A., NIEMELA, S., RESH, V.H., STATZNER, B. (1994): Near-substrate hydraulic conditions under artificial floods from peaking hydropower operation: A preliminary analysis of disturbance intensity and duration. Regulated Rivers: Research & Management 9, 15 – 34.
- HALLERAKER, J.H., ALFREDSEN, K., ARNEKLEIV, J.V., FJELDSTAD, H.P., HARBY, A., SALTVEIT, S.J. (1999): Environmental impacts of hydro peaking — with emphasis on river Nidelva in Trondheim, Norway. Travaux présentés lors du International Seminar «Optimum Use of Run-Of-River Hydropower Schemes», Trondheim, 5 p.
- HALLERAKER, J.H., HARBY, A., HESSEVIK, T., SALTVEIT, S.J. (2002): Individual response of juvenile atlantic salmon and brown trout to rapid and frequent flow fluctuations. Abstract, 4th Symp. Ecohydraulics, Cape Town, 1 p.
- HAMILTON, R., BUELL, J.W. (1976): Effects of modified hydrology on Campbell River salmonids. Environment Canada, Fisheries and Marine Service, Technical Report Series No. PAC/T-76-20, 156 p. + annexe.

- HARBY, A., ALFREDSEN, K.T., FJELDSTAD, H.P., HALLERAKER, J.H., ARNEKLEIV, J.V., BORSANYI, P., FLODMARK, L.E.W., SALTVEIT, S.J., JOHANSEN, S.W., VEHANEN, T., HUUSKO, A., CLARKE, K., SCRUTON, D.A. (2001): Ecological impacts of hydro peaking in rivers. Proceedings of Hydropower 2001, Bergen, 8 p.
- HARBY, A., HALLERAKER, J.H., ALFREDSEN, K., ARNEKLEIV, J.V., JOHANSEN, S., SALTVEIT, S.J. (1999): Impacts of hydropeaking on Norwegian riverine ecosystems. Extended abstract, 3rd Symp. Ecohydraulics, Salt Lake City, 4 p.
- HUNTER, M.A. (1992): Hydropower flow fluctuations and salmonids: a review of the biological effects, mechanical causes, and options for mitigation. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report No. 119, 46 p.
- IRVINE, J.R., JOWETT, I.G. (1987): Flow control. In: HENRIQUES, P.R. (Ed.): Aquatic biology and hydroelectric power development in New Zealand. Oxford Univ. Press, Auckland, 94 – 112.
- JOOSTING, T. (1995): Données brutes non publiées, analyse et commentaires des relevés du benthos effectués dans le Poschiavino le 27.9.1994 et le 27.1.1995, sur mandat des forces motrices Brusio SA, Poschiavo, 5 p. + annexes.
- JUNGWIRTH, M. (1992): Fliessgewässer-limnologische und fischökologische Probleme. Landschaftswasserbau (Vienne) 13, 13 – 28.
- JUNGWIRTH, M., MOOG, O., WINKLER, H. (1980): Vergleichende Fischbestandesaufnahmen an elf niederösterreichischen Fliessgewässerstrecken. Österr. Fischereigesellschaft, Jubiläumsschrift, Vienne, 81 – 104.
- JUNGWIRTH, M., SCHMUTZ, S. (1987): Fischereibiologische Bestandesaufnahme in verschiedenen Fliess- und Staubereichen sowie Zubringern der Enns. Etude menée sur mandat des Ennskraftwerke SA, non publiée.
- JUNGWIRTH, M., BRETSCJKO, G., FRAUENDORFER, R., MOOG, O., SCHMUTZ, S. (1987): Limnologisch - fischereibiologische Untersuchung der Bregenzer Ache im Hinblick auf Ausleitungen und Schwellbetrieb. Expertise sur l'impact de l'environnement du projet de centrale à Alberschwende (VKW Bregenz) sur mandat des Vorarlberger Kraftwerke SA, Bregenz, env. 172 p. + annexes.

- JUNGWIRTH, M., WIESBAUER, H. (1992): Ökologie des aquatischen Lebensraumes. Teilgutachten 4 zur Raum- und Umweltverträglichkeitsprüfung der Kraftwerksprojekte Obere Drau I. Rapport commandé par l'österreichisches Institut für Raumplanung et l'Amt der Kärntner Landesregierung, Klagenfurt, 343 p.
- KONAR, M. (1990): Bibliographie über die quantitative Beschreibung von Driftphänomenen. Wasser und Abwasser (Vienne) 34, 11 – 29.
- KRAUS, H.J., STERN, R. (1993): KW Mandling an der Enns. Schwallbetrieb und Limnologie. Expertise non publiée.
- LAUTERS, F. (1995): Impacts sur l'écosystème aquatique de la gestion par éclusées des ouvrages hydroélectriques. Thèse présentée à l'Université Paul Sabatier, Toulouse, 189 p. + annexes.
- LIEBIG, H., LIM, P., BELASUD, A. (1998): Influence du débit de base et de la durée des éclusées sur la dérive d'alevins de truite commune: expérimentations en canal semi-naturel. Bull. Fr. Pêche Piscic. 350/351, 337 – 347.
- LIMNEX (1994a): Chemischer Zustand des Alpenrheins. Bericht über die on-line Messungen im Winter 1994. Rapport sur mandat des office de la protection de l'environnement des cantons des Grisons et de Saint-Gall, 101 p.
- LIMNEX (1994b): Untersuchungen am Inn bei Celerina im Zusammenhang mit der Konzessionserneuerung des Elektrizitätswerkes St.Moritz. Rapport destiné aux EW de Saint-Moritz, 36 p. + annexes.
- LIMNEX (1994c): Untersuchungen am Inn bei Celerina im Zusammenhang mit der Ableitung des gereinigten Abwassers aus der ARA Staz. Rapport destiné à l'office de la protection de l'environnement du canton des Grisons, 31 p. + annexes.
- LIMNEX (1995): Ergänzende Messungen und Untersuchungen am Inn bei Celerina im Winter 1995. Rapport destiné à l'office de la protection de l'environnement du canton des Grisons, 41 p. + annexes.

- LIMNEX (1999): N-Messungen im Alpenrhein. Données et commentaires non publiés de mesures d'azote dans le Rhin alpin en février 1999, réalisées sur mandat de l'office de la protection de l'environnement du canton des Grisons.
- LIMNEX (2000a): Auswirkungen des Schwallbetriebes des Kraftwerks Kubel auf die Wassertiere der Sitter. Rapport destiné au service de la chasse et de la pêche du canton de Saint-Gall, 33 p. + annexes.
- LIMNEX (2000b): Projekt Ökostrom. Kurzbericht zum Methodenvergleich Schwalluntersuchungen. Rapport établi sur mandat de l'EAWAG, Kastanienbaum, 8 p. + annexe.
- LIMNEX (2000c): Biologische Untersuchungen in der Sitter im Jahr 2000. Rapport établi sur mandat de la Sitterkommission, Herisau, 28 p. + annexe.
- LIMNEX (2001): Schwall/Sunk-Betrieb in schweizerischen Fließgewässern. Etude des données disponibles sur mandat de l'OFEFP, Division protection des eaux et pêche, Berne, 29 p + annexe.
- LUIS (2002): Landes-Umwelt-Informationssystem Steiermark, Schlagwortkatalog Wasser, <www.umwelt.steiermark.at>
- MALAVOI, J., SOUCHON, Y. (1992): Hydrologie et dynamique hydroécologique des cours d'eau. *Revue des sciences de l'eau* 5, 247 – 261.
- MANN, R.H.K. (1988): Fish and fisheries of regulated rivers in the UK. *Regulated Rivers: Research & Management* 2, 411 – 424.
- MARRER, H. (1994): Entlandung des Palübeckens im Jahre 1994. Ergebnisse der zwischen dem 5. und 8. April 1994 im Poschiavino durchgeführten Notabfischung. Rapport succinct du Büro für Gewässer- und Fischereifragen SA, Soleure, sur mandat des Kraftwerke Brusio SA, Poschiavo, 7 p.
- MARRER, H. (1995): Zusatzuntersuchungen am Inn bei Celerina im Winter 1994/95. Rapport du Büro für Gewässer- und Fischereifragen SA, Soleure, sur mandat des EW de Saint-Moritz et de l'office de la protection de l'environnement du canton des Grisons, 50 p. + annexes.
- MARRER, H. (2000): Erneuerung Kraftwerk Amsteg. Gewässerökologisch verträgliche Ausgestaltung des Schwellregimes. Rapport détaillé du Büro für Gewässer-

und Fischereifragen SA, Soleure, sur mandat de la Division infrastructures des CFF, Zollikofen, 45 p + annexes.

MARRER, H., KLÖTZLI, F. (1980): Bericht über die naturwissenschaftlichen Abklärungen im Zusammenhang mit dem Bau und Betrieb der Kraftwerke Ilanz I und II. Rapport destiné au groupe de travail «Fischerei/Landschaft und Kraftwerke Ilanz I und II» mis en place par le gouvernement du canton des Grisons, 136 p. + annexe.

MILNER, N.J., SCULLION, J., CARLING, P.A., CRISP, D.T. (1981): The effects of discharge on sediment dynamics and consequent effects on Invertebrates and Salmonids in Upland Rivers. *Adv. App. Biol.* 6, 153 – 220.

MOOG, O. (1990): Schwall- und Sunkprobleme bei der Rückgabe von Betriebswasser der Wasserkraftwerke. CIPRA, Conférence annuelle, 65 – 81.

MOOG, O. (1992): Auswirkungen von künstlich gesteuerten Abflussschwankungen (Schwall/Sunk) auf Gewässerbiozönosen - Möglichkeiten zur Minimierung von Schadwirkungen. *Wertermittlungsforum* 10/4, 145 – 152.

MOOG, O. (1993a): Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research & Management* 8, 5 – 14.

MOOG, O. (1993b): Wasserkraft-Nutzung und Restwassermengen mit besonderer Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Sektion IV (Wasserwirtschaft und Wasserbau): 17. Flussbautagung, Nutzung und Gestaltung der Gewässer im ökologischen Einklang, Bregenz, 81 – 99.

MOOG, O., JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., SCHÖNBAUER, B. (1993): Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte bei der Wasserkraftnutzung durch Ausleitungskraftwerke. *Österreichische Wasserwirtschaft* 45, 197 – 210.

MOOG, O., CHOVANEC, A. (1998): Die «ökologische Funktionsfähigkeit» – ein Ansatz der integrierten Gewässerbewertung in Österreich. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie* 51, Oldenbourg, Munich, 57 – 118.

- MOOG, O., GRAF, W., OFENBÖCK, T., WIMMER, R. (1998): Ökologische Untersuchungen an der Falschauer (Südtirol). Etude réalisée sur mandat de l'Autonome Provinz Bozen par l'Universität für Bodenkultur, Vienne, 102 p.
- MORITZ, C., HUBMANN, C., HUBMANN, M., VACHA, C., ZAPF, F. (1999): Saalach – Bad Reichenhall. Restwasser- und Schwallproblematik. Makrozoobenthos, morphologisch-hydraulische Parameter. Rapport de ARGE Limnologie sur mandat du Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 56 p. + annexe.
- MÜRLE, U. (2000): Morphologie und Habitatstruktur in der Ausleitungsstrecke einer alpinen Stauhaltung (Spöl, Schweizerischer Nationalpark, Engadin). Travail de diplôme à l'Universität Karlsruhe, 92 p. + annexes.
- OFEFP (1994): Conséquences écologiques des curages de bassins de retenue. Ecrits sur l'environnement 219, 47 p.
- PARASIEWICZ, P., SCHMUTZ, S., MOOG, O. (1998): The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the River Bregenzerach in Austria. Fisheries Management and Ecology 5, 403 – 417.
- PETTS, G.E. (1984): Impounded Rivers. John Wiley & Sons, London, 302 p.
- POFF, N.L. (1992): Why disturbances can be predictable: a perspective on the definition of disturbance in streams. J. N. Am. Benth. Soc. 11, 86 – 92.
- POFF, N.L., ALLAN, J.D., BAIN, M.B., KARR, J.R., PRESTEGAARD, K.L., RICHTER, B.D., SPARKS, R.E., STROMBERG, J.C. (1997): The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. BioScience 47/11, 769 – 784.
- RADFORD, D.S., HARTLAND-ROWE, R. (1971): A preliminary investigation of bottom fauna and invertebrate drift in an unregulated and a regulated stream in Alberta. J. appl. Ecol. 8, 883 – 903.
- RESH, V.H., BROWN, A.V., COVICH, A.P., GURTZ, M.E., LI, H.W., MINSHALL, G.W., REICE, S.R., SHELDON, A.I., WALLACE, J.B., WISSMAR, R.C. (1988): The role of disturbance in stream ecology. J. N. Am. Benth. Soc. 7, 433 – 455.
- SALTVEIT, S.J., HALLERAKER, J.H., ARNEKLEIV, J.V., HARBY, A. (2001): Field experiments on stranding in juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and

- Brown Trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management* 17, 609 - 622.
- SCHMUTZ, S., EBERSTALLER, J. (1993): Die Fischfauna des Alpenrheins und der Nebengewässer. *Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtensein-Sargans-Werdenberg* 20, 133 – 158.
- SCHÖB, P. (1998): Untersuchung des Fischbestandes in der vom Schwellbetrieb des Kraftwerks Kubel beeinflussten Sitter. *Allgemeine Ausführungen zum Schwellbetrieb. Extrait d'un travail de stage à l'EAWAG, Kastanienbaum*, 8 p.
- SPINDLER, T., WINTERSBERGER, H., MEDGYESY, N., MARK, W. (2002): Inn 2000. Die Gewässer- und Fischökologie des Inn und seiner Seitengewässer, Band I. Edité par le Tiroler Fischereiverband, Innsbruck, 124 p.
- STRAHLER, A.N. (1957): Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union* 38, 913 – 920.
- UBA (2001): *Wasserkraftanlagen als erneuerbare Energiequelle – rechtliche und ökologische Aspekte*. Edité par l'Umweltbundesamt, Berlin.
- UHLMANN, V. (2001): Die Uferzönosen in natürlichen und regulierten Flussabschnitten. *Travail de diplôme à l'EAWAG*, 75 p.
- UVB KWB (1992): *Umweltverträglichkeitsbericht zum Konzessionsprojekt 1991 «Erneuerung und Ausbau der Kraftwerke im oberen Puschlav»*, Teile V.1, V.2, VI.2, VI.3. *Rapports établis sur mandat des Kraftwerke Brusio SA, Poschiavo*, total env. 210 p. + annexes.
- UVB KW RITOM (1996): *Erneuerung Kraftwerk Ritom. Umweltverträglichkeitsbericht, Hauptuntersuchung. Rapport du Büro für Gewässer- und Fischereifragen SA, Soleure, et du Ingenieurbüro Bacciarini-Marelli, Lugano, établi sur mandat de la Direction Centrales électriques des CFF, Zollikofen*, 77 p. + annexes.
- VALENTIN, S. (1995): *Variabilité artificielle des conditions d'habitat et conséquences sur les peuplements aquatiques: Effets écologiques des éclusées hydro-électriques en rivière. Etude de cas (Ance du Nord et Fontaulière) et*

- approches expérimentales. Thèse Univ. Claude Bernard Lyon I, 272 p. + annexes.
- VALENTIN, S. (1997): Effets écologiques des éclusées en rivière. Expérimentations et synthèse bibliographique. Études du CEMAGREF, série *Gestion des milieux aquatiques*, Nr. 13, 79 p.
- VALENTIN, S., SOUCHON, Y., WASSON, J.-G. (1994): Evaluation of hydropeaking effects on fish community and habitat. In: COWX, I.G. (ed.): Rehabilitation of Freshwater Fisheries, Fishing News Books, Blackwell Scientific, Oxford, 138 – 151.
- VALENTIN, S., LAUTERS, F., SABATON, C., BREIL, P., SOUCHON, Y. (1998): Modelling temporal variations of physical habitat for brown trout (*Salmo trutta*) in hydropeaking conditions. Regulated Rivers: Research & Management 12, 317 – 330.
- VEHANEN, T., BJERKE, P.L., HEGGENES, J., HUUSKO, A., MÄKI-PETÄYS, A. (2000): Effect of fluctuating flow and temperature on cover type selection and behaviour by juvenile brown trout in artificial flumes. J. Fish. Biol. 56, 923 – 937.
- VERBUND (2001): Forschungsbericht 2001. Publié par l'österreichische Elektrizitätswirtschafts-Aktiengesellschaft, Vienne, 150 p.
- WALTHER, A. (2002): Comparison of the groundwater fauna of two contrasting reaches of the Upper Rhône River. Travail de diplôme à l'EPF Zurich / EAWAG, Kastanienbaum, 70 p. + annexes.
- WIESBAUER, H., BAUER, TH., JAGSCH, A., JUNGWIRTH, M., UIBLEIN, F. (1991): Fisch-ökologische Studie — Mittlere Salzach. Expertise commandée par les Tauernkraftwerke SA, 170 p.
- ZAHNER, M., LUTZ, M. (1988): Untersuchungen zur Vegetation und Avifauna der Auen an Vorderrhein und Glenner. Jber. Naturf. Ges. Graubündens 105, 31 – 77.

Annexe

Les tableaux ci-après résument les effets des éclusées tels qu'ils ressortent de divers comptes rendus. Ces comptes rendus figurent dans la bibliographique (annexe 1) de la présente étude.

Légendes:

Nombre de mentions par compte rendu:

	= 1
	= 2-4
	= 5-10
	= >10

Type d'effet:

X	= modification globale, sans précision
++	= forte augmentation
+	= augmentation
±	= aucune modification
-	= diminution
--	= forte diminution

Effets mentionnés sur les groupes d'organismes:

1	= biocénose (dans son ensemble)
2	= macrophytes aquatiques
3	= phytobenthos
4	= macrozoobenthos
5	= poissons adultes, peuplement piscicole
6	= œufs de poissons, jeunes poissons

Provenance des travaux originaux:

CH	= Suisse
A	= Autriche
F	= France
N	= Norvège
RE	= Reste de l'Europe
AN	= Amérique du Nord (Etats-Unis + Canada)
AP	= Autres pays
EE	= Essais d'éclusées et expérimentations en laboratoire
Gras	= Provenance prépondérante

Auteurs	Harby et al. (2001, 1999) Vehanen et al. (2000) Halleraker et al. (1999)	Schöb (1998)	Valentin (1995, 1997)																
Nbre/provenance des travaux originaux	22 / N, F, AN, EE	20 / CH, A, F, N, RE, AN, EE	32 / F, A, RE, AN, AP, EE																
Paramètres	Nombre de mentions / Type d'influence																		
	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--	
Morphologie																			
Largeur du lit																			
Profondeur																			
Paramètres hydrauliques																			
Ecoulement																			
Ecoulement à proximité du fond																			
Qualité de l'eau																			
Caractéristiques chimiques																			
Température																			
Teneur en oxygène																			
Matières en suspension, turbidité																			
Sédiments																			
Composition granulométrique																			
Déposition / remise en suspension																			
Colmatage / limonage																			
Abrasion / érosion du fond du lit																			
Quantité / qualité des eaux souterraines																			
Habitats aquatiques																			
Offre en habitats (hydraulique)																			
Qualité des habitats																			
Teneur en détrit / MOP																			
Cours d'eau latéraux																			
Formation de glace																			
Ensemble de la biocénose: structure																			
Colonisation de la zone de marnage																			
Ensemble de la biocénose: fonction																			
Production																			
Mortalité																			
Dérive																			
Echouage / assèchement																			
Végétation riveraine: structure																			
Nombre d'espèces / diversité																			
Etat de santé / vitalité																			
Macrophytes aquatiques: structure																			
Densité																			
Macrophytes aquatiques: fonction																			
Production																			
Phytobenthos: structure																			
Fréquence / densité																			
Biomasse																			
Macrozoobenthos: structure																			
Fréquence / densité																			
Biomasse																			
Composition																			
Nombre d'espèces / diversité																			
Etat de santé / vitalité																			
Macrozoobenthos: fonction																			
Production																			
Offre et ingestion d'aliments																			
Dérive																			
«Immigration» / colonisation																			
Activité / comportement																			
Echouage / assèchement																			
Peuplement piscicole: structure																			
Fréquence / densité																			
Biomasse																			
Composition																			
Nombre d'espèces / diversité																			
Etat de santé / vitalité																			
Peuplement piscicole: fonction																			
Production																			
Croissance / développement																			
Offre et ingestion d'aliments																			
Dérive																			
Migration																			
Activité / comportement																			
Echouage / assèchement																			
Reproduction																			
Jeunes poissons: structure																			
Fréquence / densité																			
Biomasse																			
Jeunes poissons: fonction																			
Croissance / développement																			
Mortalité																			
Dérive																			
Activité / comportement																			
Stress / physiologie																			
Echouage / assèchement																			

Auteurs	Lauters (1995)						Moog (1993) Moog et al. (1993)						Hunter (1992)					
Nbre/provenance des travaux originaux	63 / AN, RE, AP, EE						13 / A, N, AN, AP						32 / AN, N, EE					
Paramètres	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--
Morphologie																		
Largeur du lit																		
Profondeur																		
Paramètres hydrauliques																		
Ecoulement																		
Ecoulement à proximité du fond																		
Qualité de l'eau																		
Caractéristiques chimiques																		
Température																		
Teneur en oxygène																		
Matières en suspension, turbidité																		
Sédiments																		
Composition granulométrique																		
Déposition / remise en suspension								4										
Colmatage / limonage																		
Abrasion / érosion du fond du lit																		
Quantité / qualité des eaux souterraines																		
Habitats aquatiques																		
Offre en habitats (hydraulique)																		
Qualité des habitats																		
Teneur en détrit / MOP																		
Cours d'eau latéraux																		
Formation de glace																		
Ensemble de la biocénose: structure																		
Colonisation de la zone de marnage	2	3			3	4												
Ensemble de la biocénose: fonction																		
Production																		
Mortalité																		
Dérive			2	3														
Echouage / assèchement																		
Végétation riveraine: structure																		
Nombre d'espèces / diversité																		
Etat de santé / vitalité																		
Macrophytes aquatiques: structure																		
Densité																		
Macrophytes aquatiques: fonction																		
Production																		
Phytobenthos: structure																		
Fréquence / densité																		
Biomasse																		
Macrozoobenthos: structure																		
Fréquence / densité																		
Biomasse																		
Composition																		
Nombre d'espèces / diversité																		
Etat de santé / vitalité																		
Macrozoobenthos: fonction																		
Production																		
Offre et ingestion d'aliments																		
Dérive																		
«Immigration» / colonisation																		
Activité / comportement																		
Echouage / assèchement																		
Peuplement piscicole: structure																		
Fréquence / densité																		
Biomasse																		
Composition																		
Nombre d'espèces / diversité																		
Etat de santé / vitalité																		
Peuplement piscicole: fonction																		
Production																		
Croissance / développement																		
Offre et ingestion d'aliments																		
Dérive																		
Migration																		
Activité / comportement																		
Echouage / assèchement																		
Reproduction																		
Jeunes poissons: structure																		
Fréquence / densité																		
Biomasse																		
Jeunes poissons: fonction																		
Croissance / développement																		
Mortalité																		
Dérive																		
Activité / comportement																		
Stress / physiologie																		
Echouage / assèchement																		

Auteurs	Irvine & Jowett (1987)						Cushman (1985)						Ward (1976)					
Nbre/provenance des travaux originaux	8 / AP, AN, EE						41 / AN						10 / AN, EE					
Paramètres	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--
Morphologie																		
Largeur du lit																		
Profondeur																		
Paramètres hydrauliques																		
Ecoulement																		
Ecoulement à proximité du fond																		
Qualité de l'eau																		
Caractéristiques chimiques																		
Température																		
Teneur en oxygène																		
Matières en suspension, turbidité																		
Sédiments																		
Composition granulométrique																		
Déposition / remise en suspension																		
Colmatage / limonage																		
Abrasion / érosion du fond du lit																		
Quantité / qualité des eaux souterraines																		
Habitats aquatiques																		
Offre en habitats (hydraulique)																		
Qualité des habitats																		
Teneur en détrit / MOP																		
Cours d'eau latéraux																		
Formation de glace																		
Ensemble de la biocénose: structure																		
Colonisation de la zone de marnage																		
Ensemble de la biocénose: fonction																		
Production																		
Mortalité																		
Dérive																		
Echouage / assèchement																		
Végétation riveraine: structure																		
Nombre d'espèces / diversité																		
Etat de santé / vitalité																		
Macrophytes aquatiques: structure																		
Densité																		
Macrophytes aquatiques: fonction																		
Production																		
Phytobenthos: structure																		
Fréquence / densité																		
Biomasse																		
Macrozoobenthos: structure																		
Fréquence / densité																		
Biomasse																		
Composition																		
Nombre d'espèces / diversité																		
Etat de santé / vitalité																		
Macrozoobenthos: fonction																		
Production																		
Offre et ingestion d'aliments																		
Dérive																		
«Immigration» / colonisation																		
Activité / comportement																		
Echouage / assèchement																		
Peuplement piscicole: structure																		
Fréquence / densité																		
Biomasse																		
Composition																		
Nombre d'espèces / diversité																		
Etat de santé / vitalité																		
Peuplement piscicole: fonction																		
Production																		
Croissance / développement																		
Offre et ingestion d'aliments																		
Dérive																		
Migration																		
Activité / comportement																		
Echouage / assèchement																		
Reproduction																		
Jeunes poissons: structure																		
Fréquence / densité																		
Biomasse																		
Jeunes poissons: fonction																		
Croissance / développement																		
Mortalité																		
Dérive																		
Activité / comportement																		
Stress / physiologie																		
Echouage / assèchement																		