

Zeitschrift: Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria
Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband
Band: 103 (2011)
Heft: 1

Artikel: Monitoring de la turbidité des cours d'eau Suisse
Autor: Grasso, Alessandro / Bérod, Dominique / Hefti, Daniel
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-941797>

Nutzungsbedingungen

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

Conditions d'utilisation

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

Terms of use

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

Download PDF: 15.04.2026

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

- Jansson, R., C. Nilsson and B. Malmqvist. 2007. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the role of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology* 52(4): 589–596.
- Jungwirth, M. 1984. Auswirkungen von Fliessgewässerregulierungen auf Fischbestände, Teil II. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien. 188 S.
- Jungwirth, M., G. Haidvogel, O. Moog, S. Muhar und S. Schmutz. 2003. Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern. *Facultas UTB*. 547 S.
- Kondolf, G. M. 1995. Five Elements for Effective Evaluation of Stream Restoration. *Restoration Ecology* 3(2): 133–136.
- Lake, P. S., N. Bond and P. Reich. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52(4): 597–615.
- Malmqvist, B. and S. Rundle. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29(2): 134–153.
- Notter, B., H. Aschwanden, H. Klauser, E. Staub & U. von Blücher. 2006. Ökomorphologischer Zustand Schweizer Fliessgewässer. Zwischenauswertung aufgrund von Erhebungen aus 18 Kantonen. Bundesamt für Umwelt BAFU: 9 S.
- Peter, A. 2003. Fische lieben Totholz. «Wasser Energie Luft». 11/12: 358–360.
- Peter, A., E. Schager und C. Weber. 2008. Fisch-ökologische Anforderungen an den Wasserbau. *VAW Mitteilungen* 208: 811–821.
- Peter, A. 2009. Flussrevitalisierungen – Lernbeispiele für Wissenschaft und Praxis. «Wasser Energie Luft» 101(3): 213–218.
- Pretty, J. L., and coauthors. 2003. River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* 40(2): 251–265.
- Schager, E. und A. Peter. 2004. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer – Fische Stufe F (flächendeckend). Bundsamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 44. 63 S.
- UNEP. 1992. The Convention on Biological Diversity (CBD). UN Conference on Environment and Development (UNCED), Rio de Janeiro.
- Ward, J. V., K. Tockner and F. Schiemer. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers-Research & Management* 15(1-3): 125–139.
- Weber, C., E. Schager and A. Peter. 2009. Habitat diversity and fish assemblage structure in local river widenings: a case study on a Swiss river. *River Research and Applications* 25(6): 687–701.
- Woolsey S., C. Weber, T. Gonser, E. Hoehn, B. Junker, C. Roulier, S. Schweizer, S. Tiegs, K. Tockner und A. Peter. 2005. Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur-Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ: 112 S. <http://www.rivermanagement.ch/erfolgskontrolle/docs/erfolgskontrolle.pdf>
- Young, T. P. 2003. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92(1): 73–83.
- Zeh Weissmann, H., C. Könitzer und A. Bertiller. 2009. Strukturen der Fliessgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung. *Umwelt-Zustand* Nr. 0926. Bundesamt für Umwelt, Bern. 100 S.

Anschrift der Verfasser
 Christiane Rau & Armin Peter
 Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des
 ETH-Bereichs, Fischökologie und Evolution
 Zentrum für Ökologie, Evolution und Biogeochemie
 CH-6047 Kastanienbaum
 armin.peter@eawag.ch

Monitoring de la turbidité des cours d'eau Suisse

Alessandro Grasso, Dominique Bérod, Daniel Hefti, Adrian Jakob

Résumé

La turbidité des cours d'eau suisse fait l'objet d'un suivi de la division Hydrologie de l'Office Fédéral de l'Environnement. Depuis les années mille-neuf-cent-soixante, la division Hydrologie gère le réseau national de mesures de la concentration de matières en suspension. Actuellement, le réseau est constitué de douze stations dont cinq sont équipées de sondes de turbidité.

La mesure de la turbidité permet d'obtenir de manière simple et économique des informations sur le degré de perturbation hydrologique des cours d'eau (valeurs moyennes journalières, fréquences de non dépassement, coefficient d'uniformité). Ces indicateurs sont également pertinents pour évaluer les impacts sur les biocénoses aquatiques. Les premières analyses portant sur les cinq stations hydrométriques montrent une tendance à l'augmentation du nombre moyen de jours par année où la turbidité présente une valeur supérieur ou égale de 1000 NTU.

Zusammenfassung

Die Trübungsmessung in schweizerischen Fliessgewässern ist eine der Aufgaben der Abteilung Hydrologie des Bundesamtes für Umwelt.

Seit den sechziger Jahren betreut die Abteilung Hydrologie das nationale Schwebstoffmessnetz. Zurzeit besteht das Messnetz aus zwölf Stationen wovon fünf zusätzlich mit Trübungssonden ausgerüstet sind.

Auf einfache und kostengünstige Weise erlaubt die Trübungsmessung Informationen über eine hydrologische Veränderung der Flüsse zu erhalten. Dazu dienen die Tagesmittelwerte, die Unterschreitungshäufigkeiten und der Gleichmässigkeitskoeffizient. Mit diesen Indikatoren können die Auswirkungen auf die Biozönose der Gewässer eingeschätzt werden. Die ersten Analysen, die sich auf die fünf hydrometrischen Stationen beziehen, zeigen eine tendenzielle Erhöhung der durchschnittlichen Anzahl Tage pro Jahr, an denen die Trübung einen Wert von 1000 NTU übersteigt.

1. Introduction

La turbidité des cours d'eau est due à la présence de particules fines en suspension dans l'eau qui peuvent être de nature inorganique (argile, limon, sable fin), organique (plancton, algue) ou colloïdale. Ces particules fines se forment lors de l'érosion des sols et sont entraînées par l'eau ou le vent. Le processus dépend de la topographie, de la structure du sol et des précipitations; son intensité présente donc de fortes fluctuations spatiales et saisonnières. Hormis les facteurs naturels, les processus d'érosion et d'apports de particules fines dans les eaux sont amplifiés par certaines activités anthropiques (agriculture, sylviculture, extractions de sédiments, constructions dans les cours d'eau, curages des retenues, etc.).

Les mesures de concentration des sédiments en suspension dans les cours d'eau suisse font l'objet d'un suivi de la Division Hydrologie de l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) depuis les années soixante. Le réseau de mesure a été conçu dans le cadre du monitoring des processus d'érosion, de transport et de déposition des sédiments dans les cours d'eau. Au cours des années, le réseau de mesure a été développé et adapté à de nouveaux buts (par exemple: observation des effets du changement climatique). Dans les années nonante l'OFEV a commencé à équiper ces stations de mesures avec des sondes de turbidité afin de disposer d'observations continues indirectes de la concentration des sédiments en suspension (Grasso et al., 2007) permettant ainsi d'améliorer l'estimation de leurs volumes dans les cours d'eau.

2. Impacts sur l'écosystème aquatique

La présence de sédiments fins en suspension dans l'eau influence ses caractéristiques physiques. Les rayons solaires qui pénètrent dans l'eau sont dispersés et partiellement absorbés par les particules; il en découle une diminution de la pénétration lumineuse dans la couche d'eau. Par ailleurs, les particules en suspension absorbent de la chaleur, ce qui peut induire une augmentation de la température de l'eau (Marcus et al., 1990; Paaijmans et al., 2008). La turbidité modifie également les propriétés de tension superficielle de l'eau (Hartman, 1949) et réduit les échanges gazeux à travers sa surface pouvant entraîner une baisse de concentration en oxygène (Alonso et al., 1973).

Au niveau des biocénoses aqua-

tiques, les effets de la turbidité se font ressentir à tous les échelons trophiques. Une synthèse exhaustive a été réalisée par Bucher (2002) dans le cadre du projet national «Réseau suisse poissons en diminution – Fischnetz».

La turbidité entraîne une diminution de l'activité photosynthétique (Ward 1992; Persaud & Jaagumagi, 1995) et, par conséquent, de la productivité primaire (matière organique fixée par photosynthèse). Les particules en suspension limitent la profondeur maximale de colonisation des plantes (Canfield et al., 1985; Garrad & Dey, 1987), ce qui peut entraîner une diminution de la diversité des espèces (Robel, 1961; Moss, 1977). Elles peuvent également endommager les tissus de la plante et réduire son taux de croissance (Lewis, 1973).

La turbidité est susceptible de modifier la composition et l'abondance des communautés d'invertébrés (Gray & Ward, 1982; Carvalho, 1984; Bowlby et al., 1987). Une augmentation brutale de turbidité déclenche une dérive massive (drift) des macroinvertébrés benthiques vers l'aval (Alabaster & Lloyd, 1980) pouvant réduire considérablement la biomasse disponible. Les particules en suspension ont également des impacts directs sur les invertébrés: elles sont préjudiciables aux amphipodes (Forbes et al., 1981) et affectent le taux de survie chez la daphnie (Koenings et al., 1990). En concentrations élevées, elles provoquent l'obstruction des filtres des appareils nutritionnels (Kirk, 1992) ainsi que des organes digestifs et respiratoires (Waters, 1995). Une turbidité élevée freine le développement des œufs et des larves (McKee & Wolf, 1963; Appleby & Scarratt, 1989).

En ce qui concerne les poissons, l'intensité des altérations ne dépend pas uniquement de la concentration en particules fines mais varie en fonction de la nature et du type de grains (anguleux ou rond), de la durée d'exposition ainsi que d'autres paramètres chimiques et physiques de l'eau (Newcombe & MacDonald, 1991; Newcombe, 1994). La turbidité réduit la visibilité et modifie le comportement du poisson, en particulier celui de recherche de nourriture, ce qui influence sa croissance (Gregory, 1991; Gregory & Northcote, 1993). Bien que le poisson soit en mesure de tolérer de courtes expositions à des concentrations élevées de particules en suspension (notamment en produisant un mucus protecteur), une altération de la cavité operculaire et une irritation des branchies

sont constatées lors d'exposition de longue durée générant des difficultés respiratoires ainsi qu'une fragilité générale de l'état de santé (Phillips, 1971). En situations extrêmes, les branchies cessent de fonctionner et le poisson meurt par anoxémie et rétention d'oxyde de carbone (Ritchie, 1972; Newcombe & Jensen, 1995a). Les alevins sont particulièrement sensibles à la turbidité.

Finalement les sédiments fins ont aussi des effets préjudiciables sur l'habitat du poisson. Lorsqu'elles se redéposent, les particules fines obstruent les espaces interstitiels du substrat et colmatent le lit du cours d'eau. Ce processus affecte le succès de la reproduction des espèces lithorhéophiles, soit par raréfaction de frayères fonctionnelles, soit par circulation insuffisante du flux d'eau à l'intérieur du substrat. Il en découle une oxygénation déficiente des œufs ainsi qu'une élimination insuffisante des produits métaboliques toxiques. Ces deux phénomènes combinés (colmatage du substrat et oxygénation insuffisante) peuvent entraîner une mortalité quasi-totale du frai (Ventling-Schwank & Livingston, 1994; Rubin, 1995).

3. Mesures de turbidité

Les valeurs de turbidité des cours d'eau représentent une mesure non spécifique de la concentration des solides en suspension. La corrélation entre turbidité et concentration des solides en suspension n'est pas toujours linéaire compte tenu des caractéristiques optiques de la matière en suspension, tel que son coefficient de réfraction. Lorsque la lumière traverse une suspension, on observe deux phénomènes optiques:

- Absorption de la lumière par les particules.
- Dispersion de la lumière par les particules travers la réflexion et la réfraction.

La dimension des particules influence ces phénomènes optiques; les particules les plus grossières absorbent la lumière alors que les plus fines la dispersent. Comme les deux phénomènes se produisent simultanément, la turbidité peut être mesurée de deux manières (Fig. 1). La première méthode consiste à mesurer l'intensité d'un faisceau lumineux traversant un échantillon (méthode turbidimétrique); la seconde méthode mesure la dispersion d'un faisceau lumineux par l'angle alpha du faisceau incident (méthode néphélométrique).

L'OFEV procède aux mesures de turbidité par la méthode néphélométrique

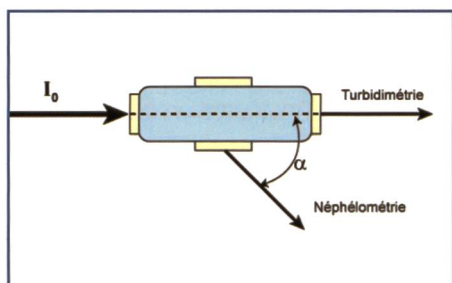


Fig. 1. Méthodes de mesure optique de la turbidité – turbidimétrie et néphélogéométrie.



Fig. 2. Sonde de turbidité dans le Rhône.

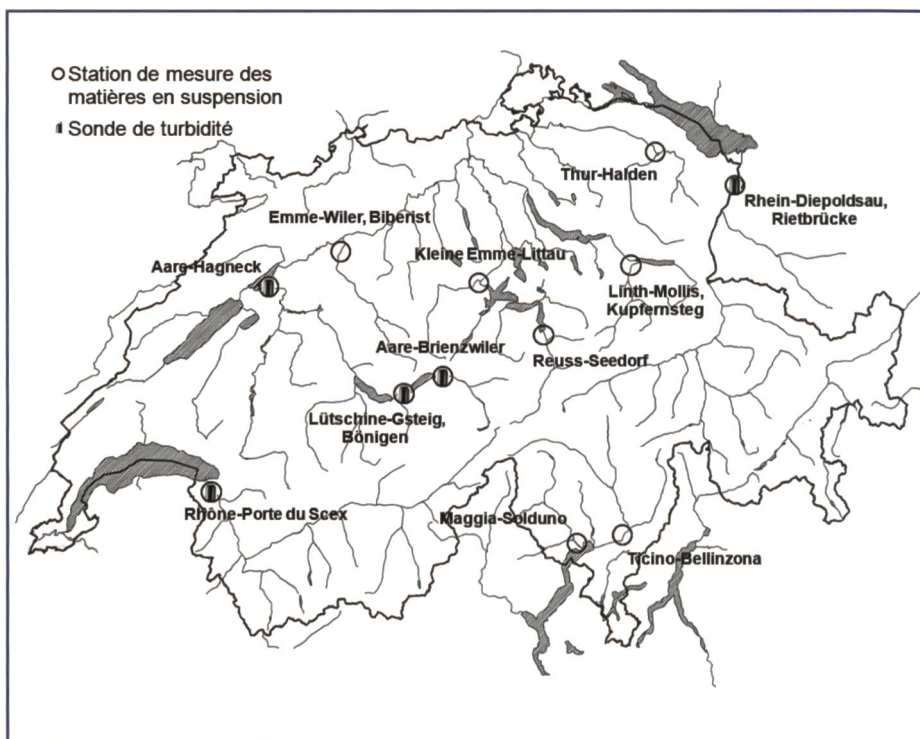


Fig. 3. Monitoring de la turbidité et du transport de matière solide en suspension. Réseau de mesures de l'OFEV.

dont l'unité de mesure est le NTU (Nephelometric Turbidity Unit) (Fig. 2).

4. Monitoring de la turbidité des cours d'eau à l'OFEV.

Le réseau de mesure des sédiments en suspension est actuellement constitué de douze stations, dont cinq sont équipées avec une sonde de turbidité: Lütschine-Gsteig, Rhin-Diepoldsau, Aare-Brienzwiler, Rhône-Porte du Scex et Aare-Hagneck. Les sept stations de mesure restantes sont échantillonnées deux fois par semaine; elles seront progressivement équipées d'une sonde de turbidité.

5. Traitement des données

5.1 Analyse des fréquences de non dépassement

Avant d'être analysées, les séries de mesures de turbidité ont d'abord été contrôlées, corrigées et validées par l'OFEV.

Les séries pluriannuelles de turbidité de cinq stations hydrométriques ont été considérées: Lütschine-Gsteig, Aare-Brienzwiler, Aare-Hagneck, Rhin-Diepoldsau, Rhône-Porte du Scex.

Les bassins versants de la Lütschine (379 km²) et de l'Aare (554 km²) en amont de leurs stations de mesure (respectivement Gsteig et Brienzwiler) ont une surface relativement modeste par rapport aux bassins versants du Rhin en amont de Diepoldsau (6119 km²), du Rhône

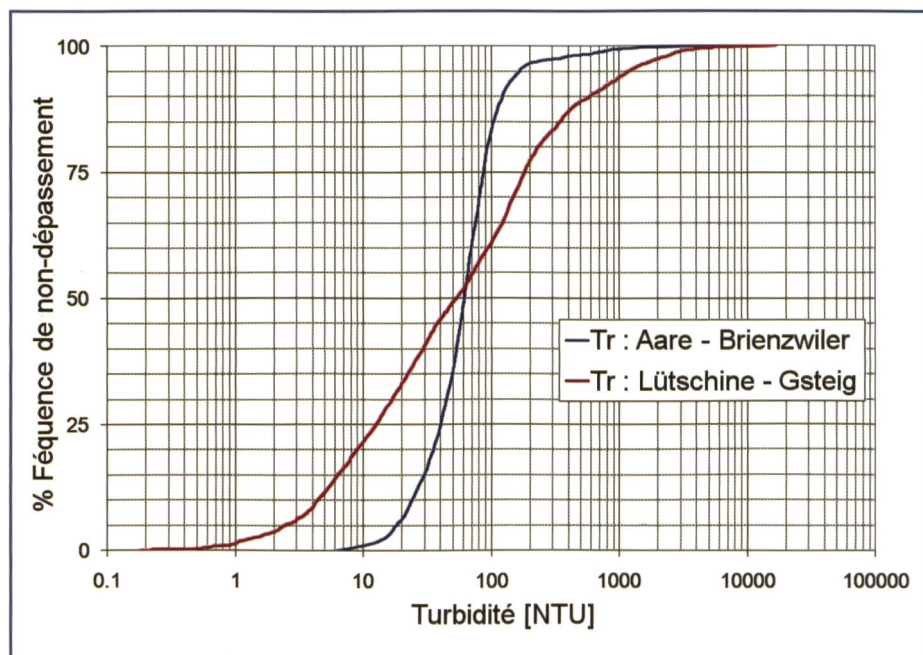


Fig. 4. Courbes de fréquences de non dépassement de la turbidité observées dans deux stations hydrométriques. Une forte pente de la courbe caractérise un régime de turbidité influencé par des barrages en amont (ex. Aare-Brienzwiler).

en amont de Port du Scex (5229 km²) et de l'Aare en amont de Hagneck (5104 km²).

Le régime hydrologique du Rhin, du Rhône et de l'Aare en amont de leurs stations de mesure est fortement influencé par des activités humaines (exploitation hydroélectriques, activités agricoles) tandis que celui de la Lütschine en amont de la station de Gsteig ne l'est que dans une moindre mesure.

La courbe de distribution des fréquences de non dépassement est

spécifique à chaque station (Fig. 4). Sa forme dépend des valeurs de turbidité autour de la médiane: plus ces valeurs sont uniformes plus la pente de la courbe est élevée. De même que pour les courbes granulométriques (Lambe & Whitman, 1979), il est possible de définir un coefficient d'uniformité la courbe de fréquence de non dépassement comme étant le rapport entre les quantiles NTU 90% et NTU 10% de la turbidité. Plus le coefficient se rapproche de 1 plus le régime de turbidité est uniforme.

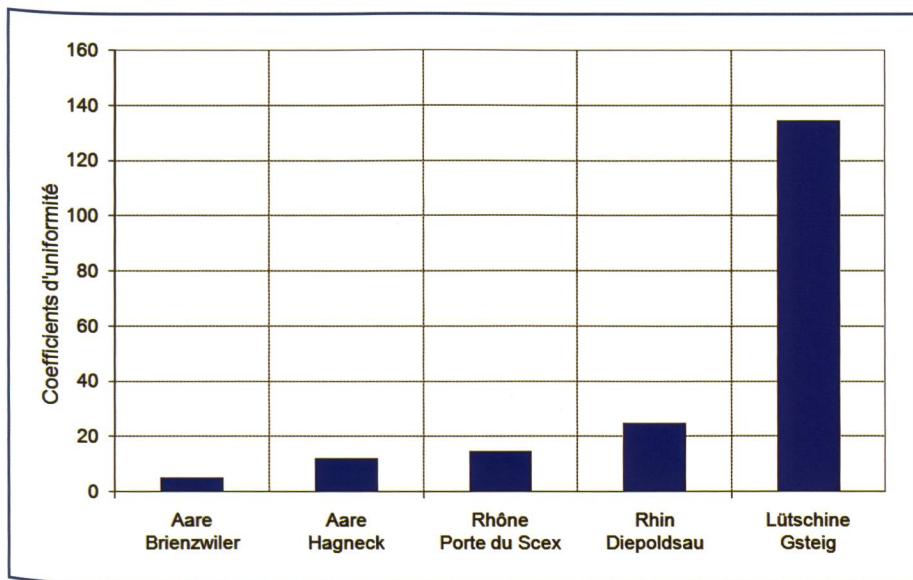


Fig. 5. Coefficients d'uniformité des courbes de fréquence de non dépassement des cinq stations hydrométriques équipées d'une sonde de turbidité.

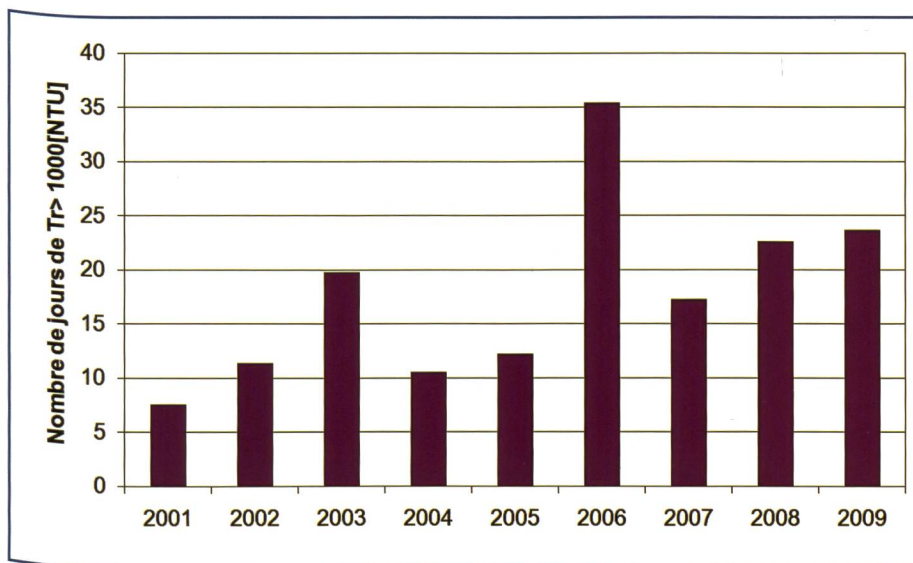


Fig. 7. Nombre moyen de jours par année des cinq stations où la turbidité journalière est égale ou supérieure à 1000 NTU.

Le coefficient d'uniformité des courbes de fréquence de non dépassement peut donc être utilisé comme indicateur du degré de perturbation hydrologique d'un cours d'eau ou des variations du régime de turbidité imputables à des activités anthropiques.

Les coefficients d'uniformité des cinq stations hydrométriques étudiées sont reportés à la figure 5. Le coefficient de la station de la Lüttschine (Gsteig), cours d'eau peu influencé hydrologiquement, est nettement plus élevé que ceux des stations de l'Aare, du Rhône et du Rhin, fortement influencées par les barrages en amont. L'exploitation hydroélectrique tend à uniformiser les valeurs de turbidité autour de la médiane et donc à abaisser le coefficient d'uniformité.

5.2 Étude des valeurs moyennes journalières de turbidité

L'analyse suivante se base sur la relation de Newcombe & Jensen (1995) qui décrit la réaction du poisson en fonction de la turbidité et de la durée d'exposition (Fig. 6). Un seuil de turbidité journalière $T_r \geq 1000$ NTU a été défini au-delà duquel le poisson montre clairement des symptômes de stress, en particulier des difficultés respiratoires.

Le nombre moyen de jours par année, calculé sur les cinq stations équipées, où la turbidité journalière du cours d'eau s'est avérée égale ou supérieure à 1000 NTU est reporté à la figure 7.

Pendant la période investiguée, le graphique révèle une tendance à l'augmentation ($T_r \geq 1000$ NTU). Cette

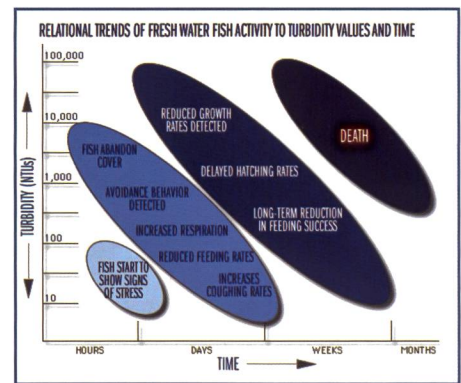


Fig. 6. Vitalité du poisson en relation avec la turbidité et la durée d'exposition (selon Newcombe & Jensen, 1996).

évolution peut s'expliquer par des facteurs d'origine climatique (fréquence et intensité des précipitations, longues périodes de sécheresse, hivers doux et courts, températures plus élevée, etc.) et d'origine anthropique (agriculture, gestion des réservoirs d'eau, curage des retenues, aménagements dans les cours d'eau, etc.). L'année 2006 présente un nombre particulièrement élevé de jours avec une turbidité supérieure ou égale à 1000 NTU. Ceci peut être expliqué par les nombreux aménagements hydrauliques exécutés en 2006, suite aux dégâts provoqués par les crues de l'été 2005.

6. Conclusion

La turbidité influence la diversité biologique des cours d'eau. Sa mesure permet d'atteindre les objectifs suivants:

- 1) détecter les risques potentiels qui menacent la biodiversité;
- 2) servir d'indicateur des changements climatiques;
- 3) améliorer l'estimation du volume de sédiments en suspension transportés par les cours d'eau.

La mesure de la turbidité est économique et simple à exécuter. Son monitoring en continu permet de définir des indicateurs de «qualité/naturalité» des cours d'eau (coefficient d'uniformité des fréquences de non dépassement, nombre moyen de jours par année où $T_r \geq 1000$ NTU).

Le coefficient d'uniformité des fréquences de non dépassement est une mesure du degré de perturbation hydrologique d'un cours d'eau et met en évidence des variations du régime de turbidité causées par des activités anthropiques.

Sur la séquence temporelle étudiée (2001–2008), le nombre moyen de jours

par année où $Tr \geq 1000$ NTU présente une tendance positive. Ceci peut être expliqué par des facteurs anthropiques (activités humaines) ou naturels (climatiques).

La qualité de ces indicateurs dépend grandement de la durée des mesures de turbidité. Il est donc nécessaire d'assurer à long terme le monitoring de ce paramètre des cours d'eau.

Bibliographie

Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1980. Finely divided solid. In: Water quality criteria for freshwater fish. Alabaster JS & Lloyd R (eds) Butterworths, London, pp.20.

Alonso, C.V., J.R. McHenry & J.C.S. Hong. 1973. The influence of suspended sediment on the surface reaeration of uniform streams. Water Resources Research Institute, Mississippi State University, Mississippi State, Mississippi.

Appleby, J.P. & D.J. Scarratt. 1989. Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish with special reference to ocean dumping: A literature review. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1681.

Bowlby, J.N., Imhof, J.G., Biette, R.M. & D.P. Doge. 1987. Long term impact of highway construction on Mill Creek, Ontario. Ontario Fisheries Technical Report Series No. 24, Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, Ontario. 12 p.

Bucher, R. 2002. Feinsedimente in schweizerischen Fliessgewässern. Einfluss auf die Fischbestände. Teilprojekt-Nr. 01/07. Fischnetz-Publikation. EAWAG Dübendorf, pp. 76.

Canfield, D.E. Jr., Langeland, K.A., Linda, S.B. & W.T. Haller. 1985. Relations between water transparency and maximum depth of macrophyte colonization in lakes. J. Aquatic Plant Management, 23: 25–28.

Carvalho, M.L. 1984. Influence of predation by fish and water turbidity on a *Daphnia gessneri* population in an Amazonian floodplain lake, Brazil. Hydrobiologia, 113: 243–247.

Forbes, A.M., Magnuson, J.J. & D.M. Harrell. 1981. Effects of habitat modifications from coal ash effluent on stream macrobenthos: A synthesis. p. 241–249. In Charles F. Bryan, Gordon E. Hall and Garland B. Pardue [eds.], Warmwater Streams Symposium, Southern Division, American Fisheries Society, Lawrence, Kansas.

Garrad, P.N. & R.D. Dey. 1987. Boat traffic, sediment resuspension and turbidity in a Broadland river. J. Hydrology, 95: 289–297.

Grasso, D.A., Jakob, A. & M. Spreafico. 2007. Abschätzung der Schwebstofffrachten mittels zweier Methoden. «Wasser Energie Luft» 99/3: 273–280.

Gray, L.J. & J.V. Ward. 1982. Effects of sediment releases from a reservoir on stream macroinvertebrates. Hydrobiologia, 96: 177–184.

Gregory, R.S. 1991. Foraging behaviour and perceived predation risk of juvenile chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, in turbid waters. Ph.D. Thesis, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia.

Gregory, R.S. & T.G. Northcote. 1993. Surface, planktonic and benthic foraging by juvenile Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, in turbid laboratory conditions. Canadian J. Fisheries Aquatic Sciences, 50: 233–240.

Hartman, R. J. 1949. Colloid Chemistry, A classic reference with a great deal of description of colloid phenomena of all types, London: Pitman & Sons.

Kirk, K.L. 1992. Effects of suspended clay on *Daphnia* body growth and fitness. Freshwater Biology, 28: 103–109.

Koenings, J.P., Burkett, R.D. & J.M. Edmundson. 1990. The exclusion of limnetic Cladocera from turbid glacier meltwater lakes. Ecology, 71: 57067.

Lambe, T.W. & R.V. Withman. 1979. Soil Mechanics. John Wiley & Sons, Inc.

Lewis, K. 1973. The effect of suspended coal particles on the life forms of the aquatic moss, *Eurhynchium riparioides*. Freshwater Biology, 3/73: 251–257.

Marcus, M.D., Young, M.K., Noel, L.E. & B.A. Mullan. 1990. Impacts of fine sediments. p. 6–7 and 10 in Salmonid Habitat Relationships in the Western United States: A Review and Indexed Bibliography, General Technical Report RM-188, U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Fort Collins, Colorado. 84 p.

McKee, J.E. & H.W. Wolf [eds.]. 1963. Silt and suspended solids. p. 255–256 and 279–281. In Water Quality Criteria. Publication No. 3-A, California State Water Quality Control Board, Sacramento, California. 548 p.

Moss, B. 1977. Conservation in the Norfolk Broads and rivers of East Anglia, England – Phytoplankton, boats and the causes of turbidity. Biological Conservation, 12: 95–114.

Newcombe, C.P. 1994. Suspended sediment pollution: Dose response characteristics of various fishes. Draft Report, Habitat Protection Branch, British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, British Columbia. 45 p.

Newcombe, C.P. & D.D. MacDonald. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. North American Journal of Fisheries Management, 11: 72–82.

Newcombe, C.P. & J.O.T. Jensen. 1995a. Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. North American Journal of Fisheries Management, 16: 693–727.

Newcombe, C.P. & J.O.T. Jensen. 1995. Suspended sediment pollution: Dose response characteristics of various fishes. Draft Document, Habitat Protection Branch, British Columbia

Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, British Columbia. 36 p.

Persaud, D. & R. Jaagumagi. 1995. Impacts of erosion and sedimentation. p. 5–10. In Guidelines for Evaluating Construction Activities Impacting Water Resources, ISBN 0-7778-3041-8, Ontario Ministry of the Environment and Energy, Toronto, Ontario. 55 p.

Paaijmans, K.P., Takken, W., Githeko, A. & K.A. F. G. Jacobs. 2008. The effect of water turbidity on the near-surface water temperature of larval habitats of the malaria mosquito *Anopheles gambiae*. Int. J. Biometeorol. 52: 747–753.

Phillips, R.W. 1971. Effects of sediment on the gravel environment and fish production. p. 64–74 In J. K. Krygier and J. D. Hall [eds.], Forest Land Uses and the Stream Environment, Oregon State University, Corvallis, Oregon.

Ritchie, J.C. 1972. Sediment, fish and fish habitat. J. Soil and Water Conservation, 27/3: 124–125.

Robel, R.J. 1961. Water depth and turbidity in relation to growth of sago pondweed. J. Wildlife Management, 25: 436–438.

Rubin, J.F. 1995. Estimating the success of natural spawning of Salmonids in streams. Journal of Fish Biology, 46: 603–622.

Ventling-Schwank, A.R. & D.M. Livingstone. 1994. Transport and burial as a cause of whitefish (*Coregonus spp.*) egg mortality in a eutrophic lake. Canadian J. Fisheries and Aquatic Sciences, 51: 1908–1919.

Ward, N. 1992. The problem of sediment in water for fish. Technical Note 21, Northwestern Ontario Boreal Forest Management, Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, Ontario. 8 p.

Waters, T.F. 1995. Sediment in streams. Bethesda. 251 p.

Adresse des auteurs

Dr. Alessandro Grasso, Division «Hydrologie», Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) CH-3063 Ittigen, Tél. +41 31 324 76 69 alessandro.grasso@bafu.admin.ch

Dr. Dominique Bérod, Division «Hydrologie», Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) CH-3063 Ittigen, Tél. +41 31 324 76 67 dominique.berod@bafu.admin.ch.

Dr. Daniel Hefti, Division «Espèces, Ecosystèmes, Paysages», Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) CH-3063 Ittigen, Tél. +41 31 322 92 42 daniel.hefti@bafu.admin.ch

Dr. Adrian Jakob, Division «Hydrologie», Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) CH-3063 Ittigen, Tél. +41 31 324 76 71 adrian.jakob@bafu.admin.ch