

SURVIE EMBRYO-LARVAIRE DE LA TRUITE (*SALMO TRUTTA*) ET CONDITIONS CHIMIQUES DANS LA FRAYÈRE

par

Florence MASSA (1), Jean Luc BAGLINIÈRE, (2), Patrick PRUNET (3)
& Catherine GRIMALDI (1)

RÉSUMÉ. Dans les rivières traversant des bassins agricoles, le colmatage du substrat par les sédiments crée des conditions biogéochimiques propices à l'hypoxie avec production de substances toxiques pour les Salmonidae. L'estimation de la survie sous graviers d'œufs de truite enfouis au stade embryonné et relevés à différents stades de développement (pré-œillé, œillé, éclos, émergents) et le suivi en parallèle de la chimie des milieux interstitiels sur les deux secteurs retenus (oxygène dissous, nitrite et ammonium) mettent en évidence que: (1) les mortalités sont fortes dès le stade œuf dans les deux ruisseaux mais plus accentuées et précoces dans le ruisseau sur schiste; (2) dans le compartiment interstitiel des ruisseaux, les concentrations en oxygène sont faibles et les teneurs en nitrite suffisantes pour expliquer une partie des mortalités constatées, ce qui est d'autant plus marqué lorsque les teneurs en oxygène sont basses. Ce cas est notamment constaté sur schiste où les sédiments sont les plus fins et le colmatage accru. Les concentrations en ammoniacque semblent en revanche trop faibles pour influencer la survie; (3) les mortalités élevées constatées en début d'incubation influent sur la composition azotée de l'eau interstitielle à proximité des œufs, entraînant une forte production d'ammonium et de nitrite, et conduisant à un effet en chaîne au fur et à mesure que la décomposition des embryons morts progresse.

ABSTRACT. Egg-to-fry survival of brown trout (*Salmo trutta*) and chemical environment in the redd.

In nitrate-rich rivers passing through agricultural watersheds, the deposition of fine sediment in the streambed creates anaerobic conditions favourable to nitrite and ammonia production, toxic for salmonids. The aim of this study was to determine if these nitrogen species have an impact on survival of trout eggs buried into the gravel. The impact of water quality on incubating embryos was studied in two tributaries where brown trout reproduction occurs. Incubators were buried into the gravel at fertilisation and extracted at eyed stage, hatching and emergence of fry. Characteristics of interstitial water (dissolved oxygen, nitrite, ammonia) were measured each week during incubation. The study demonstrates that: (1) mortalities are high as soon as egg stage in the two tributaries and more pronounced on schist; (2) in the streambeds, nitrite concentrations are lethal for embryos, this impact being higher when dissolved oxygen concentrations are low. Ammonia concentration seems to be insufficient to have an impact on mortalities; (3) embryos mortalities have an impact on interstitial water composition by increasing nitrite and ammonia concentrations.

Key words. Salmonidae - *Salmo trutta* - France - Oir basin - Egg to fry survival - Oxygen - Nitrite - Ammonia.

(1) INRA, Unité Sol et Agronomie de Rennes-Quimper, 65, rue de St Brieuc, 35042 Rennes cedex, FRANCE. [fmassa@coetdan.roazhon.inra.fr]

(2) INRA, Unité Mixte de Recherches en Écobiologie et Qualité des Hydrosystèmes, 65, rue de St Brieuc, 35042 Rennes cedex, FRANCE.

(3) INRA, Station Commune de Recherches en Ichtyophysiologie, Biodiversité et Environnement, Campus de Beaulieu, 35042 Rennes cedex, FRANCE.

Le développement sous graviers est une des phases clés du recrutement des Salmonidae puisqu'il conditionne le renouvellement de la population à l'échelle du bassin versant. La réussite de cette phase de développement a été jusqu'à présent étudiée en termes de survie sous l'influence de deux paramètres principaux: l'oxygène et l'effet de la granulométrie du substrat (Meeham et Swanston, 1977; Chapman, 1988; Waters, 1995; Rubin et Glimsäter, 1996). Or, dans les rivières traversant des bassins agricoles, où la teneur en espèces azotées peut être importante (nitrate, matière organique associée aux sédiments, etc.) le colmatage du substrat, en diminuant la circulation intragravellaire, crée des conditions biogéochimiques particulières susceptibles de produire du nitrite et de l'ammonium par décomposition de la matière organique ou dénitrification dans des micro-environnements où la teneur en oxygène est basse (Knowles, 1982; Pelmont, 1993). Ces espèces, pourtant reconnues toxiques pour les Salmonidae en élevage (Rice et Stokes, 1975; Burkhalter et Kaya, 1977; Haywood, 1983; Lewis et Morris, 1986) n'ont été que rarement et récemment mesurées dans les frayères (Rubin et Glimsäter, 1996; Massa *et al.*, 1998; Massa, 2000). Notre objectif est de mesurer les concentrations en oxygène, nitrite et ammonium dans la frayère au cours du développement des embryons dans deux ruisseaux, de déterminer leur variabilité dans le temps et l'espace et l'influence possible de la présence des embryons sur la chimie de l'eau dans leur micro-environnement. Nous discuterons ensuite, au vu de la littérature existante, si ces espèces, aux concentrations mesurées, peuvent être toxiques pour les œufs de truite enfouis sous le gravier.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Site d'étude

Les observations ont été effectuées durant trois ans, au cours de la période de reproduction de la truite (décembre-avril), sur le Moulinet et la Roche, deux ruisseaux appartenant au réseau hydrographique de l'Oir situé en Basse-Normandie (Fig. 1). L'Oir est un affluent de la Sélune qui se jette dans la baie du Mont-Saint-Michel. Il draine un bassin de 87 km² essentiellement schisteux avec quelques enclaves granitiques entourées de roches cornéennes issues du métamorphisme de contact (Langevin *et al.*, 1984). L'intégralité du ruisseau du Moulinet coule sur schiste alors que le ruisseau de la Roche prend sa source sur granite puis coule sur cornéenne.

Le tronçon où ont été réalisées les expériences de survie pour ce ruisseau est situé sur cornéenne. Le bassin est soumis à un climat océanique et l'activité agricole est essentiellement tournée vers l'élevage bovin. Sur les sous-bassins versants concernés, les sols sont occupés dans des proportions équivalentes par des prairies, des cultures de maïs et de céréales d'hiver. Les eaux de surface sont toujours bien oxygénées, avec des teneurs supérieures à 10 mg/l et présentent des teneurs élevées en nitrate pouvant atteindre 60 mg/l de NO₃ pendant l'hiver (Massa, 2000). Les deux affluents ont été choisis car leurs populations de truites sont contrastées. Dans le Moulinet, les densités totales varient de 3 à 29 individus/100 m² de surface en eau, alors que dans le ruisseau de la Roche les densités sont plus fortes, entre 15 et 59 individus/100 m² (données octobre 1997, Massa, 2000).

Les tronçons étudiés sont situés dans la partie amont des ruisseaux (Fig. 1). Ils sont larges d'un mètre environ et ont une longueur de 150 m. Ils ont été choisis car ils possèdent des zones de frayères fonctionnelles, la reproduction ayant été observée les années précédentes et au moment de la mise en place des incubateurs. Les densités totales de truites en octobre varient de 11 à 47 individus/100 m² de surface en eau sur le secteur du

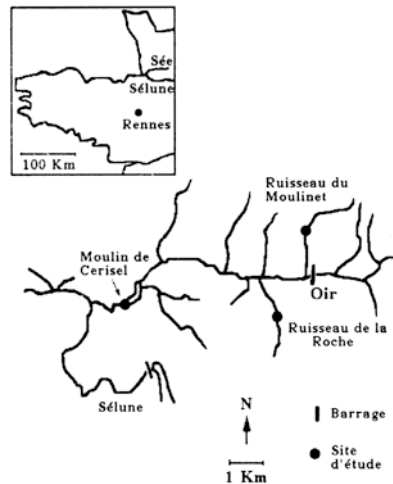


Fig. 1. Localisation des sites étudiés.
[Geographical situation of study reaches.]

Moulinet et de 28 à 72 individus/100m² sur celui de la Roche. Ces valeurs sont très dépendantes de la proportion en juvéniles de l'année (11 à 47% de juvéniles dans le ruisseau du Moulinet, 34 à 76% dans la Roche, 1994-1999 (Massa, 2000)). Les secteurs étudiés présentent des caractéristiques morphologiques assez comparables, les versants sont peu pentus et occupés par des prairies. En revanche, la granulométrie des sédiments transitant sur les secteurs et récoltés à l'aide de pièges (Massa, 2000) diffère selon le ruisseau et les conditions hydrologiques (Fig. 1). Dans le ruisseau de la Roche, les particules sont de nature essentiellement sableuse (80%) alors que dans le ruisseau du Moulinet, les sables représentent 38 à 40% de l'échantillon et le limon, 20 à 28%. De plus, la granulométrie des particules devient plus grossière pendant les crues, notamment la proportion de sables grossiers dans le Moulinet. Enfin, les particules récoltées dans les deux ruisseaux présentent des teneurs en matières organiques comprises entre 3 et 7% dans le Moulinet et entre 1 et 3% dans la Roche, les valeurs les plus fortes étant mesurées à l'étiage (Massa, 2000).

Méthodologie

Estimation des survies à l'aide d'incubateurs

Les survies, de l'œuf à l'alevin émergeant, ont été mesurées à l'aide d'incubateurs remplis de graviers collectés *in situ* et introduits à une profondeur de 10cm environ dans les habitats potentiellement utilisables par la truite. Les zones de frayères sont constituées majoritairement de graviers dans le ruisseau du Moulinet alors que leur granulométrie est caillouteuse dans celui de la Roche. L'enfouissement a été réalisé par création d'un dôme et d'une dépression comme dans le cas d'une frayère naturelle (Massa *et al.*, 1998).

En 1997, les incubateurs utilisés sont des petites cages cylindriques grillagées de maille 1x1cm et de dimensions 23 x 10cm (Massa *et al.*, 1998). En 1998 et 1999, les boîtes dites de Vibert ont été utilisées. Ce sont des dispositifs beaucoup plus petits (14,2cm x 8,8cm x 6cm) en propylène, présentant des ouvertures de 1,3cm de long et 3,3cm de large. Les bords des couvercles ont été limés pour permettre une ouverture facile au moment du relevé et la taille des ouvertures a été réduite à l'aide de colle à chaud pour permettre l'utilisation du dispositif jusqu'à l'éclosion. La validité de cette pratique

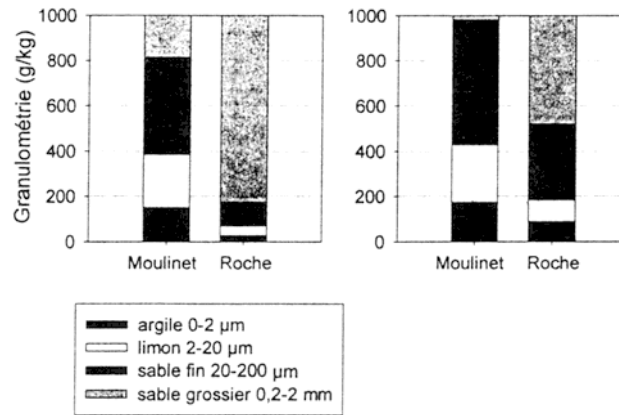


Fig. 2. Composition granulométrique des particules transitant dans les deux ruisseaux pour deux conditions hydrologiques. a) Étiage (500s), b) Crue (1200s). [Particle size composition of sediments originated from the two reaches at two hydrological conditions. a) Base flow (500s); b) High flow (1200s).]

pour limiter la fuite des alevins a été vérifiée en laboratoire (Massa, 2000).

Les introductions d'œufs ont été réalisées dans les quelques heures suivant la fécondation et après acclimatation des œufs à la température de l'eau du ruisseau. Les relevés ont été réalisés en fonction de la température, enregistrée en continu à l'aide de thermographes à plusieurs stades de développement: pré-œillé, œillé, éclos et émergent (Tableau 1). Chaque année, un lot témoin a été incubé en conditions optimales d'élevage pour contrôler la qualité des œufs introduits.

Chimie de l'eau interstitielle

La composition de l'eau interstitielle a été suivie à l'aide de cinq collecteurs placés (1) dans le fond du ruisseau pendant les trois périodes d'incubation et (2) dans les incubateurs, à proximité des œufs en développement en 1998 et 1999. Ils sont constitués d'un flacon de plastique de 100ml, percé de trous et recouvert d'un tissu synthétique à mailles

Tableau 1. Provenance des œufs, stades de relevés, nombre d'œufs par incubateur, nombre de réplicats et types de dispositifs utilisés pour les trois périodes d'incubation. Gouarnay: pisciculture de la Gouarnay (56). SEMII: Salmoniculture expérimentale marine INRA-IFREMER (29). [Eggs origin, sampling stages, number of eggs per incubator, number of replicates, devices used during the three incubation periods.]

Année	Provenance des œufs	Stades de relevés	Nombre d'œufs / piège	Réplicats par site	Dispositifs utilisés
1997	Gouarnay	Éclosion	100	7	Petite cage
		Émergence	50	3	Petite cage
1998	SEMII	Œillage	200	3	Petite cage
		Éclosion	100	5	Boite Vibert
1999	SEMII	Pré-œillé	100	3	Boite Vibert
		Pré-œillé	100	2	Boite Vibert
		Œillage	100	7 ou 8	Boite Vibert
		Éclosion	100	10 ou 12	Boite Vibert
		Émergence	100	7	Boite Vibert

fines, sur lequel s'insère un tuyau de prélèvement fermé par une pince (Massa *et al.*, 1998). Le substrat a été remanié lors de leur introduction pour simuler l'action de la truite lors de la reproduction et les collecteurs ont été placés sur chaque site à une profondeur de 10 cm environ, ce qui correspond à la profondeur moyenne d'enfouissement des œufs chez la truite commune (Ottaway *et al.*, 1981).

Pendant la période d'incubation, l'eau a été prélevée chaque semaine, à l'abri de l'air, à l'aide d'une seringue de 200 µl, dans tous les collecteurs. La température et l'oxygène dissous ont été mesurés *in situ* et les formes de l'azote ont été analysées au laboratoire sur les échantillons filtrés à 0,45 µm. L'ion nitrite est dosé par la réaction au sulfanilamide et l'ammonium par la coloration au bleu d'indophénol. Les concentrations en ammoniacque sont calculées en utilisant la relation d'Emerson *et al.* (1975).

RÉSULTATS

Survie sous graviers

Survies moyennes, taux de survie par incubateur et variabilité spatiale

L'observation des résultats de survie dans les incubateurs montre une augmentation très nette des mortalités moyennes au cours du développement (Fig. 1). Dans le ruisseau du Moulinet, le stade critique de sensibilité des embryons semble situé quelques jours avant l'œillage alors qu'il est plus tardif dans le ruisseau de la Roche puisque, sur ce dernier, la survie moyenne à l'œillage est supérieure à 40% en 1998 et 1999. À l'éclosion, la survie moyenne est faible dans les deux ruisseaux, mais le taux de survie par incubateur est toujours supérieur dans la Roche. Il est en effet au minimum de 6, 11 et 29% pour la Roche respectivement en 1997, 1998, 1999 alors qu'il atteint les valeurs faibles de 2, 5 et 1% pour le ruisseau du Moulinet. Entre l'éclosion et l'émergence, la réduction de la survie est moins importante qu'en début d'incubation, mais la survie à l'émergence reste très faible, entre 0 et 4% pour les deux ruisseaux.

Ces résultats mettent également en évidence une forte variabilité intra-site, quel que soit le stade de développement considéré. À titre d'exemple, à l'œillage en 1999, la survie varie de 44 à 95% dans le ruisseau de la Roche et de 21 à 78% dans celui du Moulinet. À l'éclosion, pour la même année, elle varie respectivement de 29 à 82% dans la Roche et de 1 à 25% dans le Moulinet.

Comparaison entre sites

À l'œillage, en 1998 et 1999, la survie moyenne dans le Moulinet est significativement plus faible que dans la Roche (test de t, $p < 0,05$). À l'éclosion, la survie est toujours plus élevée dans le ruisseau de la Roche que dans celui du Moulinet mais du fait de la forte variabilité observée, la différence n'est significative qu'en 1999 (test de Mann-Whitney, $p < 0,001$).

Composition physico-chimique des eaux

Teneurs en oxygène

Pour les trois années de suivi, les teneurs moyennes en oxygène dissous mesurées dans le compartiment interstitiel des ruisseaux et dans les incubateurs à proximité des œufs sont proches et baissent progressivement au cours de l'incubation dans les deux situations (Fig. 2). Cette diminution est plus précoce et accentuée dans le Moulinet puisque les valeurs moyennes observées dans ce dernier site sont significativement plus faibles que

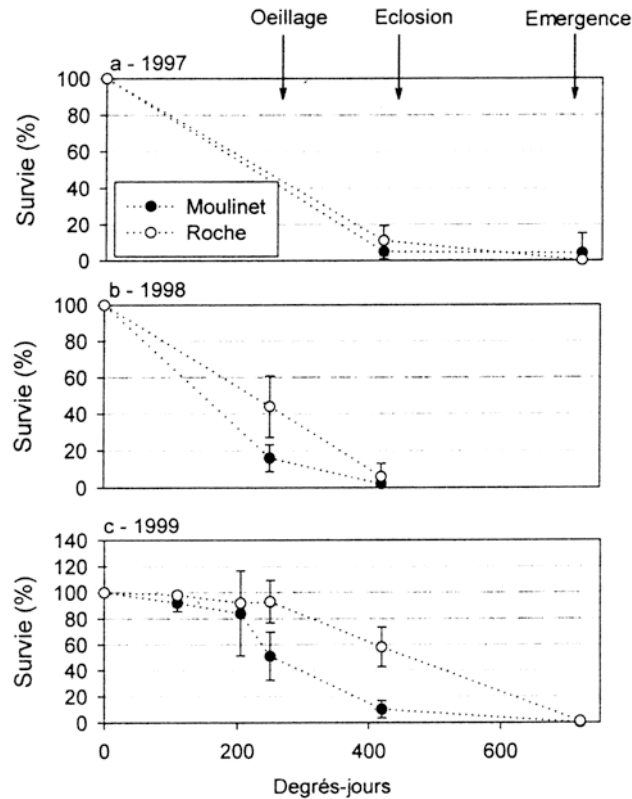


Fig. 3. Survies mesurées dans les incubateurs pour des œufs enfouis à la fécondation dans les deux ruisseaux et pour les trois années d'étude. [Survival in incubators for eggs buried at fertilisation and extracted at different developmental stages in the two tributaries and during the three incubation periods.]

celles mesurées dans le milieu interstitiel de la Roche pour les trois périodes d'incubation étudiées (test de t par paires, $p < 0,05$). Les valeurs minimales sont aussi beaucoup plus basses et nombreuses dans le ruisseau du Moulinet. Ainsi, 30% des mesures réalisées pendant les trois périodes d'incubation ($n = 50$) sont inférieures à $5 \mu\text{g/l}$ dans le milieu interstitiel du Moulinet alors que cette proportion est de 13% dans la Roche. De plus, dans le Moulinet, 80% des valeurs inférieures à $5 \mu\text{g/l}$ ont été mesurées après l'éclosion en 1998 et 1999 alors que ce pourcentage est inférieure à 45 dans le compartiment interstitiel de la Roche. Enfin, la teneur la plus basse mesurée dans le Moulinet est de $1,6 \mu\text{g/l}$ d'oxygène alors qu'elle est de $3,8 \mu\text{g/l}$ dans la Roche.

Ces résultats moyens masquent également la forte variabilité existant surtout dans le Moulinet. Au relevé des incubateurs à l'éclosion en 1999, les concentrations en oxygène varient de 7 à $11 \mu\text{g/l}$ dans le ruisseau de la Roche ($n = 4$) et s'échelonnent de 2 à $9 \mu\text{g/l}$ dans le Moulinet ($n = 8$). Plus généralement, l'amplitude de la différence entre deux collecteurs est $3 \mu\text{g/l}$ au maximum dans la Roche alors qu'elle peut atteindre $7 \mu\text{g/l}$ pour une même date de prélèvement dans le compartiment interstitiel du Moulinet.

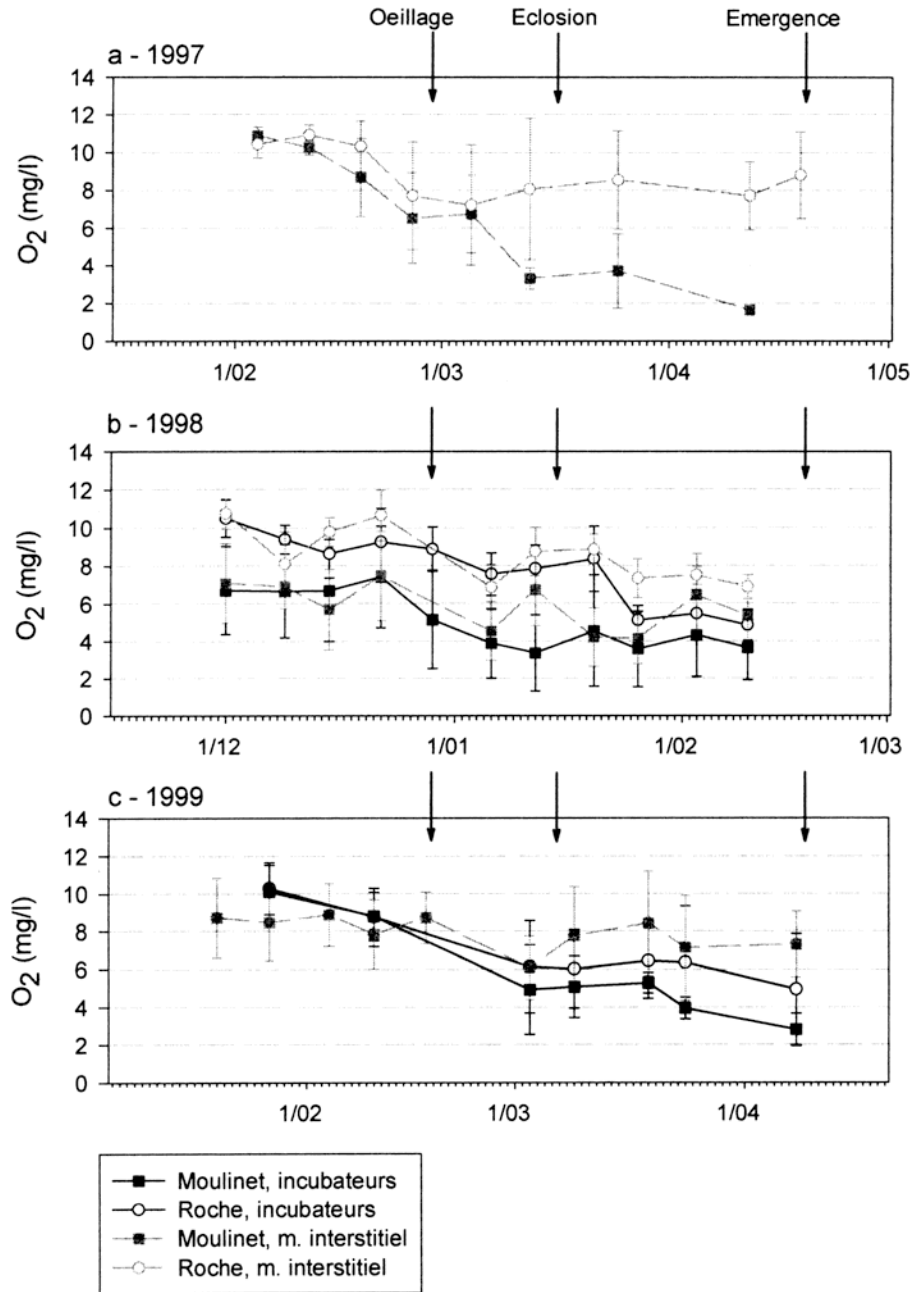


Fig. 3. Evolution des teneurs en oxygène dissous dans le compartiment interstitiel (n=3) et les incubateurs (n=3) dans les deux ruisseaux et pour les trois années d'étude. [Temporal trends of dissolved oxygen concentrations in interstitial water samplers (n=3) and in incubators (n=3) in the two tributaries and during the three incubation periods.]

Teneurs en nitrite et ammonium

Pour les trois années de suivi, les teneurs en nitrite et en ammonium sont globalement différentes dans les incubateurs par rapport aux collecteurs (Fig. 3).

Dans les collecteurs, les teneurs moyennes en nitrite sont du même ordre de grandeur dans les deux ruisseaux et sont généralement comprises entre 8 et 45 $\mu\text{g/l}$ de N-NO_2 . Les concentrations les plus faibles sont mesurées en 1999, dans les deux ruisseaux, lorsque les débits sont les plus importants (Fig. 3). Les concentrations les plus fortes sont mesurées dans le ruisseau de la Roche (115 $\mu\text{g/l}$ de N-NO_2 , mars 1998). Les teneurs en ammonium varient entre 0,05 et 0,2 mg/l de N-NH_4^+ en 1997 et 1999 pour les deux sites. En 1998, elles sont beaucoup plus élevées au début de l'incubation qui correspond à une période de crue (2,1 mg/l de N-NH_4^+ sur la Roche, 1,3 sur le Moulinet). Aux valeurs de pH (entre 6,6 et 7,1) et de température (entre 4 et 12°C), ces concentrations, relevées dans le milieu interstitiel, indiquent des concentrations en ammoniacale très faibles, comprises entre 0,15 et 0,30 $\mu\text{g/l}$ de N-NH_3 en 1997 et 1999, et de 3,6 $\mu\text{g/l}$ de N-NH_3 en 1998. Il n'existe pas de corrélation entre les valeurs ponctuelles de nitrite ou d'ammonium et les teneurs en oxygène.

Dans les incubateurs, les teneurs en nitrite et ammonium sont proches de celles qui ont été mesurées dans les collecteurs pendant la première partie de l'incubation puis augmentent progressivement et deviennent 1 à 2 fois supérieures en 1998 à celles qui ont été mesurées dans les collecteurs à l'émergence, et 5 à 8 fois en 1999 (Fig. 3). Pour les deux espèces, les concentrations sont globalement significativement plus élevées dans les incubateurs que dans les collecteurs (test de t, $p \leq 0,05$), excepté pour l'ammonium dans le Moulinet en 1998 ($p \leq 0,429$).

DISCUSSION

La comparaison des survies estimées à l'aide d'incubateurs montre qu'elle est faible dans les deux sites étudiés. Malgré la forte variabilité entre sites, il existe une phase de sensibilité des embryons dans la première partie de l'incubation, avant l'éclosion. Celle-ci est plus précoce dans le ruisseau du Moulinet où les mortalités apparaissent avant l'œillage. Elle est plus tardive dans le ruisseau de la Roche où les mortalités, deux années sur trois, sont très fortes à l'éclosion. Ces résultats sont confirmés par une survie moyenne et minimale plus faible dans le ruisseau du Moulinet ce qui sous-entend des conditions plus drastiques dans ce ruisseau.

Cette plus ou moins grande précocité de la phase de sensibilité et les différences de survie observées entre les deux ruisseaux sont fonction des trois paramètres étudiés ici: l'oxygène, l'ammoniacale et le nitrite et de leurs interactions.

Le suivi réalisé pendant les trois périodes d'incubation montre qu'au cours du temps, le compartiment interstitiel des deux ruisseaux s'appauvrit en oxygène par rapport à l'eau de surface et que la teneur est généralement supérieure dans la Roche par rapport au Moulinet. De plus, le compartiment interstitiel de la Roche, relativement oxygéné, est homogène spatialement alors que le fond du ruisseau du Moulinet est très variant, avec une amplitude spatiale forte à une même date de prélèvement et des teneurs minimales en oxygène plus basses.

La baisse plus forte de la teneur moyenne en oxygène dans le Moulinet est vraisemblablement à relier à la nature des sédiments transitant dans les deux ruisseaux. En effet, le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau étant très faible (Davis, 1975), la

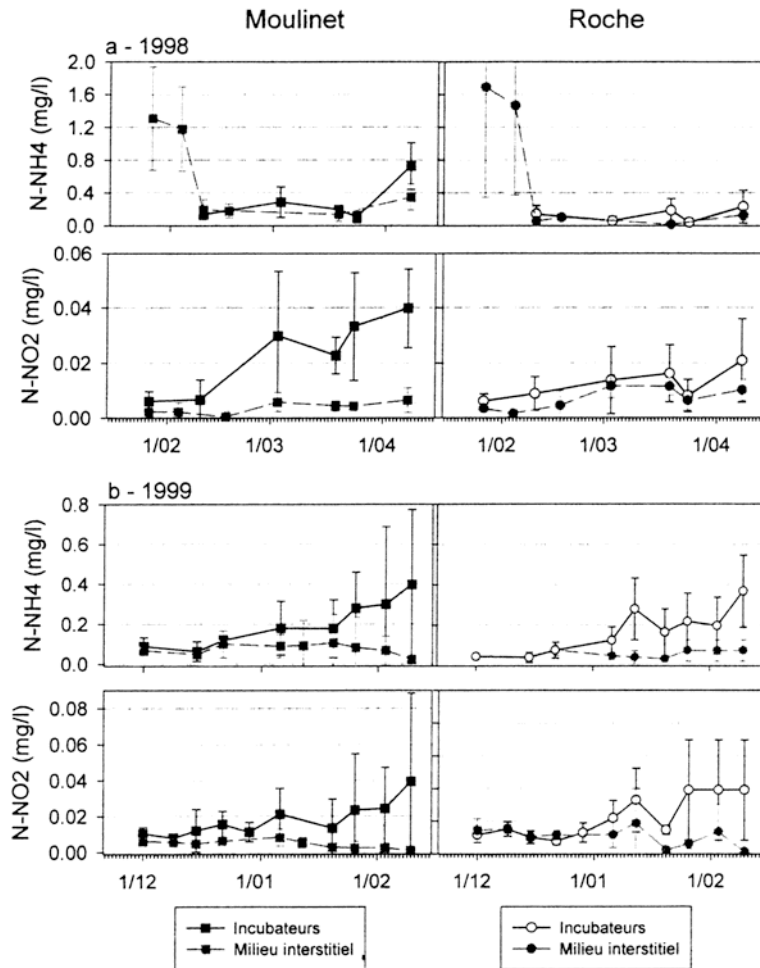


Fig. 3. Evolution des teneurs en nitrite et en ammonium dans le compartiment interstitiel (n^o3) et dans les incubateurs (n^o4) dans les deux ruisseaux et pour les années 1998 et 1999. [Temporal trends of nitrite and ammonia in interstitial water samplers (n^o3) and in incubators (n^o4) in the two tributaries during the 1998 and 1999 incubation periods.]

présence d'oxygène dans le milieu interstitiel dépend principalement de l'activité de la biomasse bactérienne et des échanges d'eau avec la surface. Le premier paramètre contrôle la consommation d'oxygène, le second, son apport (Malard et Hervant, 1999). Les échanges d'eau sont eux-mêmes liés au gradient hydraulique et à la perméabilité du milieu. Dans le Moulinet, les particules, plus fines que celles qui transitent sur la Roche, sédimentent en profondeur (Beschta et Jackson, 1979), diminuent la porosité du milieu interstitiel et ralentissent l'infiltration de l'eau (Brunke et Gonser, 1997) alors que la teneur en matières organiques plus forte des sédiments favorise l'activité bactérienne.

Les valeurs en oxygène plus faibles constatées dans le secteur du Moulinet consti-

tuent vraisemblablement un risque de toxicité différentiel pour les œufs entre les deux ruisseaux, compte tenu de l'importance de ce facteur sur la survie embryo-larvaire de la truite (Wickett, 1954; Alderdice, 1958; Mason, 1969; Davis, 1975). Cela est appuyé par des résultats récents, obtenus en laboratoire, montrant la sensibilité des embryons à une diminution, même temporaire, de la concentration en oxygène dissous (Massa *et al.*, 1999). Pourtant, dans notre étude en rivière, aucune relation n'a été démontrée entre ces deux paramètres, contrairement à d'autres études déjà réalisées (Lacroix, 1985; Sowden et Power, 1985; Maret *et al.*, 1993). Il est possible que le paramètre oxygène ne soit pas suffisant pour expliquer, à lui seul, les mortalités fortes constatées avant l'éclosion, notamment dans le ruisseau de la Roche où les teneurs en oxygène sont encore assez élevées, mais qu'il existe plutôt une relation complexe faisant intervenir simultanément les teneurs en oxygène et la décomposition de la matière organique, dont les formes azotées.

Les teneurs en ammonium mesurées dans le fond des deux ruisseaux indiquent des proportions en ammoniacque extrêmement faibles comprises entre 0,15 et 3,6 µg/l de N-NH₃. Ces valeurs semblent trop faibles pour influencer de manière directe les mortalités. En effet, l'ammoniacque testé à une concentration de 50 µg/l de N-NH₃ de la fécondation de l'œuf à l'alevin éclos, n'entraîne pas d'effets létaux pour les embryons (Burkhalter et Kaya, 1977). Cependant, chez les Salmonidae adultes, il a été montré que l'ammoniacque conjugué avec une teneur faible en oxygène entraîne des mortalités plus fortes: la tolérance de la truite arc-en-ciel est de 30% moins importante lorsque la concentration en oxygène dissous passe de 8,5 à 5 µg/l (Thurston *et al.*, 1981). Ces observations suggèrent un éventuel effet, dans le milieu interstitiel, de la conjonction d'une faible teneur en oxygène et de la présence d'ammoniacque sur les embryons enfouis entre les graviers, mais aucune donnée n'est disponible pour les premiers stades de développement, ce qui reste donc à expérimenter. Cependant les faibles valeurs observées ne plaident pas pour une action de l'ammoniacque malgré les faibles valeurs en oxygène dissous.

Les effets mortels et/ou sub-létaux de l'espèce nitrite ont surtout été mis en évidence pour les Salmonidae adultes et juvéniles (Smith et Williams, 1974; Perrone et Meade, 1977; Russo *et al.*, 1981). Nous avons démontré en conditions contrôlées (Massa *et al.*, 2000) que la présence de nitrite à une concentration de 300 µg/l entraîne une augmentation des mortalités de 15% par rapport au lot contrôle. De plus, lorsque la concentration en oxygène appliquée est plus faible que la saturation (3,9 µg/l), la mortalité des œufs augmente à partir de l'éclosion, même à la plus basse concentration testée (6 µg/l de N-NO₂). Cette expérience en laboratoire a été réalisée à une teneur en chlorure de 49 µg/l, paramètre majeur limitant la toxicité du nitrite (Perrone et Meade, 1977). Or, dans les deux ruisseaux où la teneur en chlorure est deux fois plus faible que cette teneur expérimentale, les effets sont vraisemblablement plus importants.

Il semble que, du fait de la forte mortalité constatée dès le stade œuf, la dégradation de la matière organique des embryons morts entraîne une augmentation progressive des teneurs en azote après l'éclosion. La création d'un milieu confiné, pauvre en oxygène, riche en ammonium et en nitrite, accentue vraisemblablement à son tour le processus de décomposition, ce qui explique les très faibles survies mesurées. Ce sont donc vraisemblablement les micro-conditions créées par la présence des embryons qui expliquent en partie la forte mortalité observée à l'émergence.

En conclusion, dans ce travail, nous nous sommes efforcés de mesurer, outre la teneur en oxygène dissous, des paramètres qui sont généralement négligés. Cela nous a permis d'obtenir un ordre de grandeur des teneurs en ammonium et nitrite auxquelles peuvent être exposés les œufs. On peut ainsi tester ces paramètres au laboratoire en conditions

réalistes vis-à-vis du milieu naturel, ce qui n'avait été effectué que très rarement en rivière jusqu'à présent. De plus, la distinction de deux zones - fond du ruisseau, proximité des œufs - permet de mettre en évidence l'influence de la décomposition de ces derniers sur la composition chimique de l'eau. Cette approche n'avait jamais été tentée jusqu'à présent dans les études de qualité de frayères puisque les collecteurs d'eau sont placés à plus ou moins grande distance des œufs (1 à 15 m) mais rarement en contact direct avec ceux-ci.

Remerciements. Les auteurs remercient chaleureusement F. Rouault et F. Marchand pour leur collaboration technique et leur aide précieuse lors des déplacements sur le terrain. Merci également à V. Gouraud (Division Environnement EDF) pour les données hydrologiques.

RÉFÉRENCES

- ALDERDICE D.F., WICKETT W.P. & J.R. BRETT, 1958. Some effects of temporary exposure to low dissolved oxygen levels on Pacific Salmon eggs. *J. Fish. Res. Board Can.*, 15(2): 229-249.
- BRUNKE M. & T. GONSER, 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshw. Biol.*, 37: 1-33.
- BESCHTA R.L. & W.L. JACKSON, 1979. The intrusion of fines sediments into a stable gravel bed. *J. Fish. Res. Board Can.*, 36: 204-210.
- BURKHALTER D.E. & C.M. KAYA, 1977. Effects of prolonged exposure to ammonia on fertilised eggs and sac-fry of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Trans. Am. Fish. Soc.*, (106)5: 470-75.
- CHAPMAN D.W., 1988. Critical review of variables used to defined effects of fines in redds of large salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 117: 1-21.
- DAVIS J.C., 1975. Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: A review. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32: 2295-2332.
- EMERSON K., RUSSO R.C., LUND R.E. & R.V. THURSTON, 1975. Aqueous equilibrium calculations: Effects of pH and temperature. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32: 2379-2383.
- HAYWOOD G.P., 1983. Ammonia toxicity in teleost fishes: A review. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 1177: iv+35p.
- KNOWLES R., 1982. Denitrification. *Microbiol. Rev.*, 46(1): 43-70.
- LACROIX G.L., 1985. Survival of eggs and alevins of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in relation to the chemistry of interstitial water in redds in some acidic streams of atlantic Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 292-299.
- LANGEVIN C., MINOUX L., L'HOMER A., LAUTRIDOUR J.P., DASSIBAT R.C. & G. VERRON, 1984. Notice explicative de la Feuille d'Avranches à 1/50000, BRGM, 54p.
- LEWIS W.M. & D.P. MORRIS, 1986. Toxicity of nitrite to fish: A review. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 115: 183-195.
- MALARD F. & F. HERVANT, 1999. Oxygen supply and the adaptations of animals in groundwater. *Freshw. Biol.*, 41: 1-30.
- MARET T.R., BURTON T.A., HARVEY G.W. & W.H. CLARK, 1993. Field testing of new monitoring protocols to assess brown trout spawning habitat in an Idaho stream. *N. Am. J. Fish. Manag.*, 13: 567-580.
- MASON J.C., 1969. Hypoxial stress prior to emergence and competition among coho salmon fry. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 26: 63- 91.
- MASSA F., GRIMALDI C., BAGLINIÈRE J.L. & P. PRUNET, 1998. Evolution des caractéristiques physico-chimiques de deux zones de frayères à sédimentation contrastée et premiers résultats de survie embryo-larvaire de truite commune (*Salmo trutta*). *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 350/351: 359-376.

- MASSA F., DELORME C., BAGLINIÈRE J.L., PRUNET P. & C. GRIMALDI, 1999. **E**xpositions d'œufs de truite commune (*Salmo trutta*) à des hypoxies temporaires ou continues: Effets sur la branchie, la résorption de la vésicule vitelline et les caractéristiques morphométriques des alevins. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 355: 421-440.
- MASSA F., 2000. **S**édiments, physico-chimie et développement embryo-larvaire de la truite commune (*Salmo trutta*). Étude en milieu naturel anthropisé et en conditions contrôlées. 214p. Doctorat de troisième cycle, mention Sciences de l'Environnement, Institut National d'Agronomie.
- MEEHAM W.R. & D.N. SWANSTON, 1977. **E**ffects of gravel morphology on fine sediment accumulation and survival of incubating salmon eggs. *USDDA For. Serv. Res. Pap.*: 1-220.
- OTTAWAY E.M., CARLING P.A., CLARKE A. & N.A. READER, 1981. **O**bservations of the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds. *J. Fish. Biol.*, 19: 593-607
- PELMONT J., 1993. **N**itrate, dénitrification. *In*: Bactéries et Environnement, Adaptations physiologiques, pp.576-604. Grenoble. Presses Universitaires.
- PERRONE S.J. & T.L. MEADE, 1977. **P**rotective effect of chloride on nitrite toxicity to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *J. Fish. Res. Board Can.*, 34(4): 486-92.
- RICE S.D. & R.M. STOKES, 1975. **A**cute toxicity of ammonia to several developmental stages of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Fish. Bull.*, (73)1: 207-211.
- RUBIN J.F. & C. GLIMSÄTER, 1996. **E**gg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *J. Fish. Biol.*, 48: 585-606.
- RUSSO R.C., THURSTON R.V. & K. EMERSON, 1981. **A**cute toxicity of nitrite to Rainbow trout (*Salmo gairdneri*): Effects of pH, nitrite species and anion species. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 387-393.
- SOWDEN T.K. & G. POWER, 1985. **P**rediction of rainbow trout survival in relation to groundwater seepage and particle size of spawning substrates. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 114: 804-812.
- SMITH C.E. & W.G. WILLIAMS, 1974. **E**xperimental nitrite toxicity in rainbow trout and chinook salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 2: 389-390.
- THURSTON R.C., PHILLIPS G.R., RUSSO R.V. & S.M. HINKINS, 1981. **I**ncreased toxicity to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) resulting from reduced concentrations of dissolved oxygen. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 983-988.
- WATERS T.F., 1995. **S**ediment in Streams: Sources, Biological Effects and Control. 251p. *Am. Fish. Soc. Monogr.*, 7.
- WICKETT W.P., 1954. **T**he oxygen supply to salmon eggs in spawning beds. *J. Fish. Res. Board Can.*, 1116: 933-953.

Reçu le 01.04.2000.

Accepté pour publication le 21.06.2000.