

河川の有機汚濁に対する河道内植物の影響の定量的評価

要旨

1. はじめに
 2. 河畔植生からの有機物負荷
 - 2.1 調査地と方法
 - 2.1.1 調査地とサンプリング方法
 - 2.1.2 葉からの溶存有機物の溶出実験
 - 2.1.3 DOCの測定
 - 2.1.4 全糖の溶出量の測定
 - 2.1.5 総ポリフェノールの溶出量の測定
 - 2.1.6 微生物による分解消失速度の測定
 - 2.2 結果と考察
 - 2.2.1 全溶存有機炭素量 (DOC)
 - 2.2.2 全糖量
 - 2.2.3 総ポリフェノール量
 - 2.2.4 微生物による分解消失速度
 - 2.2.5 河川の溶存炭素に対する影響
 3. 付着微生物の有機物生産とDOCに対する影響
 - 3.1 調査地と方法
 - 3.1.1 調査地
 - 3.1.2 現存量
 - 3.1.3 光合成生産量、呼吸量の測定
 - 3.1.4 DOCに対する影響
 - 3.2 結果と考察
 - 3.2.1 現存量
 - 3.2.2 光合成速度と呼吸速度
 - 3.2.3 DOCに対する影響
 4. おわりに
- 参考文献

広島大学大学院生物圏科学研究科 中坪孝之

要 旨

河畔を含む河道内に生育する植物から供給される有機物が、河川の有機汚濁に与える影響を評価することを目的とし、河畔植生および藻類が優占する付着微生物群集から溶出する溶存有機物量を定量し、それらが河川水中の有機炭素に占める割合を推定した。

まず、広島県太田川を調査地とし、優占種であるネコヤナギ、ツルヨシのリターから溶出する溶存有機物を定量した。その結果、全溶存有機炭素、全糖、総ポリフェノールの溶出量は、植物種にかかわらず、浸水1日目に最も多く、その後、急激に低下する傾向が見られた。2週間で溶出した全溶存有機炭素(DOC)はネコヤナギ落葉1gあたり約12mg、ツルヨシ落葉1gあたり約7mgであった。リター生産量と植生の面積から、流域レベルで供給されるDOC量を推定し、有機物負荷源としての重要性の評価を行った。その結果、ネコヤナギ落葉から溶出するDOCは最大でも太田川の年間全有機炭素負荷量の0.24%にしかならず、河畔植生の落葉から溶出する有機物が占める割合は、他の負荷源と比較して小さいものと結論された。

次に、河道内の礫等に着生している付着微生物群集(藻類が優占)を対象とし、河川水中のDOCに対する影響を評価した。都市近郊の小河川である広島県の三永川(黒瀬川水系)を主な調査地とし、年間の現存量、光合成、呼吸活性を測定し、DOCに対する影響を実験的に調べた。その結果、対象とした付着微生物群集は年間を通じて生産系として機能しており、光合成産物の一部がDOCとして溶出していると推定された。約二ヶ月ごとに測定した光-光合成曲線をもとに作成したモデルを用い、付着微生物の年間の純生産量を求め、さらにそこから溶出するDOC量を推定した。その結果、付着微生物由来のDOCは、三永川の年間溶存有機炭素負荷量の約2割に達すると見積もられ、付着微生物(藻類)が、流域の溶存有機物の負荷源として無視できない役割を果たしていることが明らかになった。

1. はじめに

河畔を含む河道内には、河畔林、抽水植物、付着藻類など、さまざまな植物が存在している。これらの植物から供給される有機物は、河川生態系を支えているだけでなく、流れによって下流や河口にまで運ばれ、沿岸域の生態系にまで影響を及ぼしていると考えられている^{1) 2)}。また、水辺の植物は、水中の栄養塩を吸収することにより、窒素やリンの低減に役立っている³⁾。さらに、湖沼などでは水生植物の表面に付着したバクテリア等の付着微生物が有機汚濁の低減に役立っていることが知られており⁴⁾、河道内植生についても同様の機能を果たしていることが予想される。

しかし、河川水に対する有機物の負荷という点から見ると、河道の植生は負荷源ととらえることができる。特に、河畔植生から供給されるリター（落葉落枝）から河川水に溶出してくる溶存有機物には、糖類、フェノール類、炭化水素、グリセリドなど含まれており⁵⁾、それらが BOD を増加させ、水質改善にマイナスの影響を与えている可能性も考えられる。河畔のリターから供給される有機物に関する従来の研究は、汚濁のない河川上流の溪畔林域での研究が中心で、有機汚濁が問題となる中下流域について調べているものはほとんどない。しかし、近年の研究により中流の河畔植生からも多くの落葉が供給されている事が示唆されており⁶⁾、それらから溶出する溶存有機物が、河川流域の炭素循環に対して無視できない影響を及ぼしている可能性が考えられる。

河道内植物のもう一つの重要な構成要素として付着藻類がある。付着藻類は、河川水中の低質や植生、植物体表面に存在し、バクテリアや菌類、原生動物などとともに付着微生物群集を構成している^{7) 8)}。これらの付着微生物群集の役割としては、バクテリア等の従属栄養生物による有機物の分解や、藻類による有機物生産、栄養塩の吸収と有機化などが知られている⁹⁾。また、海域においては植物プランクトンが光合成産物を溶存有機炭素 (DOC : Dissolved Organic Carbon) として溶出することが報告されている¹⁰⁾ことから、付着微生物に含まれる藻類から溶出する DOC が、水中の有機物動態に重要な役割を果たしていることが考えられる¹¹⁾。

本研究では、河畔を含む河道内に生育する植物から供給される有機物が、河川の有機汚濁に与える影響を定量的に評価することを目的とした。はじめに、河畔植生に着目し、西日本の河畔の優占種であるネコヤナギ (*Salix gracilistyla*)、ツルヨシ (*Phragmites japonica*) を対象に、リターから溶出する溶存有機物を定量した。さらに、リター生産量と植生の面積から、流域レベルで供給される溶存有機炭素量を推定し、有機物負荷源としての重要性の評価を行なった。次に、河道内の礫等に着生している付着微生物群集（藻類が優占）を対象とし、生産量と分解量、DOC 溶出量と定量し、全溶存有機物におけるその割合を推定した。

2. 河畔植生からの有機物負荷

2.1 調査地と方法

2.1.1 調査地とサンプリング方法

調査は広島県を流れる一級河川、太田川で行った。太田川は中国山地の冠山（標高 1339m）に水源を持ち、広島県西部を貫流し多くの支流を集め、流下し広島湾に注いでいる。その流域面積は 1,700km²、幹線流路延長は 103km である。太田川では、上・中流域を中心にネコヤナギが分布している。ネコヤナギが優先種または構成種となっているネコヤナギ群落とツルヨシ群落をあわせると、太田川本流の氾濫原における植被面積の 5 割以上を占めている^{1) 2) 13)}。

太田川の中流域における砂州上（北緯 34° 30′ 東経 132° 31′、海拔約 20m）をサンプリング地点とした。ネコヤナギとツルヨシの落葉のサンプリングは 11 月 11 日に行った。この時期には、ネコヤナギの落葉は十分に進んでおり、ネコヤナギ群落内に多数の落葉を確認できた。群落内の落葉を砂州沿いに 10ヶ所で集めた。この際、前年より前に落葉したと思われる古いタイプの落葉は取り除いた。集めたサンプルはポリ袋に入れ、常温で研究室に持ち帰った。

ツルヨシの落葉の多くは、ネコヤナギのように葉が落葉し、地上に堆積するという形態はとらず、葉がついた状態で立ち枯れをしていた。このため群落内でランダムに選んだ 10 個体から枯葉がついた茎ごと採取し、ネコヤナギと同様に持ち帰った。

比較のため、ネコヤナギの落葉直前の黄化した葉（黄葉）、およびネコヤナギ、ツルヨシの緑葉についてもサンプリングを行った。黄葉は、ポリ袋で密封し低温に保ったクーラーボックスに入れ、研究室に持ち帰った。緑葉のサンプリングは 10 月 25 日に行った。

2.1.2 葉からの溶存有機物の溶出実験

ネコヤナギについては 500mg、ツルヨシでは 250mg（乾燥重量相当）の葉を、100ml の三角フラスコに葉が折れないように注意深く入れ、100ml の超純水をゆっくりと注ぎこんだ。蒸発を防ぐために三角フラスコの口をパラフィルムで密封し 15°C のインキュベーターで保存した。（太田川の年平均水温は約 15°C）溶出実験で使用した葉は、熱風乾燥機による乾燥や滅菌処理などは行なわなかった。

葉の浸水開始から 24 時間後、葉の入った 100ml の試料水を吸引濾過し、葉に付着していた懸濁物質を取り除いた。濾紙はガラス繊維濾紙（Advantec GC50、孔径 0.45 μm）を使用し、濾紙自体から炭素の溶出を防ぐため、使用前に濾紙を 450°C で 1 時間熱処理したものを使用した。濾過した試料水について、下記の方法で、DOC、全糖、総ポリフェノールの溶出量の測定を行った。試料水を取り終えた葉が入っている 100ml の三角フラスコには新しい超純水 100ml を注ぎ込み、次の日に同様に濾過を行い、各項目について測定を行った。この作業を 3 日後、4 日後、7 日後、14 日後の 2 週間（緑葉は 7 日後、14 日後、

21 日後、28 日後、35 日後の 5 週間) で繰り返した。

落葉から溶出する溶存有機物にはきわめて多様なものが含まれている可能性があるが、本研究では全溶存有機炭素 (DOC)、糖類、植物の防御物質であるタンニンやカテキンなどで知られているポリフェノール類について定量を行った。

2.1.3 DOC の測定

試料水中の DOC は、全有機炭素計 (Shimadzu TOC-5000A) を用いて測定した。原則として、各測定では、試料水は希釈せず使用したが、濃度の濃いものに関しては希釈を行った。ネコヤナギの落葉からの試料水 (1 日後) と、落葉前の葉の試料水 (1 日後) は超純水で 10 倍に希釈し、ツルヨシの落葉 (1 日後) からの試料水は 6 倍に希釈した。

この試料水 4.5ml を DOC 測定用試験管 (450°C で 2 時間熱処理) に採取し、6N 塩酸 7.5 μ l を入れ、pH2 に調節し、測定時に液はねが起こらないようにアルミホイルで DOC 測定用試験管の口を覆った。このサンプルを有機炭素計にセットし、オートサンプラーで 1 つの試料につき 3 反復で測定を行った。この時のガスの流量は 150ml/min に調整した。2、3、4、7、14 日後 (緑葉は 7、14、21、28、35 日後) に試料水の希釈濃度を調節しながら、同様の手順で測定を行った。

2.1.4 全糖の溶出量の測定

試料水中の全糖量の測定方法として、フェノール・硫酸法¹⁴⁾を採用した。落葉前のネコヤナギの試料水 (1 日後) は、超純水で 3 倍に希釈し、他の試料水は希釈しなかった。この試料水 1ml を共栓試験管に採取し、1ml の 5% フェノールを加えて良く混合した。次に 5ml の濃硫酸を速やかに液面に直接加え、栓を閉め良く振り混ぜた。室温に 30 分放置後、レシオビーム分光光度計 (Hitachi U-1500) を用いて、490nm の測定波長で比色定量を行った。標準物質としては、グルコース: $C_6H_{12}O_6$ (分子量 180.16) を用い、グルコース水溶液を系列的に希釈して検量線を作成した。得られた検量線は、常に良好な直線性を示した ($r^2=0.998\sim 0.999$)。検量線により得られた試料水中の全糖量は、標準物質からグルコース量に換算し、結果を示した。測定は DOC と同様に 2、3、4、7、14 日後 (緑葉は 7、14、21、28、35 日後) に行なった。

2.1.5 総ポリフェノールの溶出量の測定

試料水中の総ポリフェノール量の測定は Folin - Denis 法を一部改変した手法¹⁵⁾で行った。鈴木ら¹⁵⁾によって行われた方法では、測定する試料水 0.05ml を、超純水 4ml で希釈して測定を行ったが、今回は低濃度と考えられたので、試料水 4ml として行った。ネコヤナギの落葉前の試料水 (1 日後) は 3 倍に希釈し、他の試料水は希釈せず測定を行った。そして試料水 4 ml を共栓試験管にとり、5 倍希釈した Folin-Ciocalteu 試薬 1ml を加え、3 分間室温で反応させた。次に 10% 炭酸ナトリウム 1ml を加え、室

温で1時間反応させた後、U-1500形レシオビーム分光光度計を用いて、760nmの測定波長で比色定量を行った。標準物質として(+)カテキン: $C_{15}H_{14}O_6$ (分子量 290.28) を使用し、カテキン水溶液を系列的に希釈して検量線を得た。得られた検量線は良好な直線性を示した ($r^2=0.997\sim 0.998$)。得られた総ポリフェノール量は、標準物質から(+)カテキンに換算し、結果を示した。測定はDOCと同様に2、3、4、7、14日後(緑葉は7、14、21、28、35日後)に行なった。

2.1.6 微生物による分解消失速度の測定

落葉から溶出したDOC、全糖、総ポリフェノール量の分解消失速度の比較を行うため、各物質の減少量を経時的に測定した。2.1.2と同様の手順で試料水を用意し、24時間後に三角フラスコ内の落葉を全て取り出し、その試料水中に溶出したDOC、全糖、総ポリフェノール量の測定を行った。2日後、3日後、4日後、7日後と同じ試料水で同様に測定を行い、試料水に含まれるDOC、全糖、総ポリフェノール量の経時変化を調べた。測定期間中は試料水の蒸発を防ぐために三角フラスコの口をパラフィルムで密封し、15度のインキュベーターで保存した。測定方法は上記で記した総溶出量の各項目の測定方法と同様の手順で行った。

2.2. 結果と考察

2.2.1 全溶存有機炭素量 (DOC)

ネコヤナギの落葉、黄葉、ツルヨシの落葉からのDOC溶出は、浸水1日後に最大となり、浸水日数が経過するにつれて減少傾向を示した(図2・1)。落葉からのDOCの溶出量は、ネコヤナギでは落葉1gあたり1日めに 8.1 mgC g^{-1} 、2週間では 12.4 mgC g^{-1} であった。ツルヨシでは初日に 3.9 mgC g^{-1} 、2週間で 7.0 mgC g^{-1} が溶出した。これら落葉からの溶出量は、McArthur & Richardson¹⁶⁾が行った溶出実験のハンノキ属の1種 *Alnus rubra* ($38\text{ mgC g}^{-1}\text{ d}^{-1}$) やカエデ属の1種 *Acer cinatum* ($22\text{ mgC g}^{-1}\text{ d}^{-1}$) と比べると低い値であった。落葉の炭素含有率を約47%と仮定すると⁶⁾、2週間で、ネコヤナギでは落葉の炭素のうち2.6%が、ツルヨシでは1.5%がDOCとして溶出したことになる。

ネコヤナギの黄葉の溶出量は2週間で 66.7 mgC g^{-1} で、落葉と比較すると、その総溶出量は5倍以上の差があった(図2・1)。落葉が、黄葉と比較して溶出量が著しく少ない1つの要因として、落葉後の雨の影響によりすでに各溶存有機物の溶出がすすんだ可能性が挙げられる。Baldwin¹⁷⁾ はリターなどが降雨にさらされると、水溶性化合物の溶出がすすむと述べている。一方ネコヤナギ、ツルヨシの緑葉では浸水初期の溶出は極めて小さく、2~3週間後に溶出量が最大となった(図2・2)。これは緑葉が分解されはじめ、溶出がおこったと考えられる。

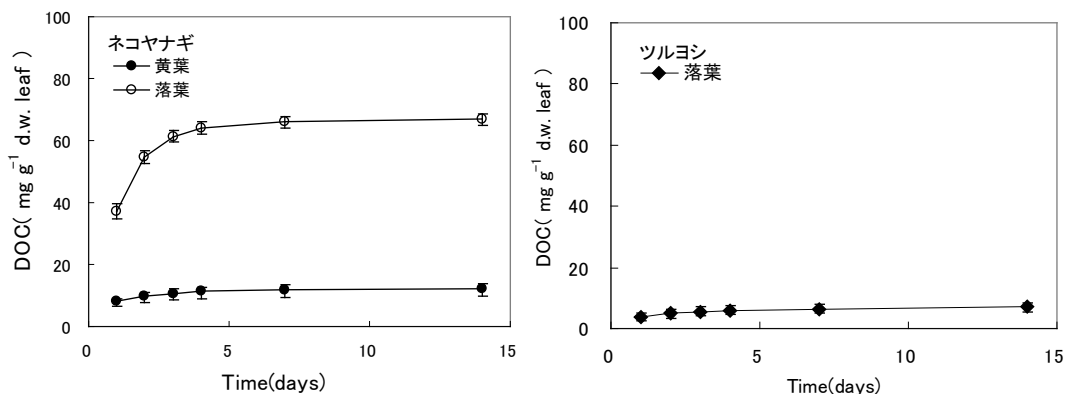


図2・1 ネコヤナギの落葉と黄葉（左）、ツルヨシの落葉（右）からの溶存有機炭素（DOC）の溶出量（積算値）。各値は3サンプルの平均値±標準誤差。

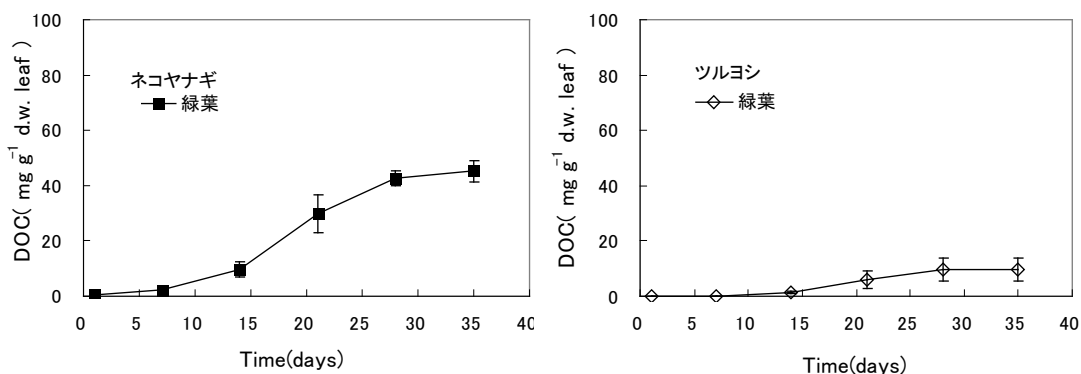


図2・2 ネコヤナギの緑葉（左）、ツルヨシの緑葉（右）からの溶存有機炭素（DOC）の溶出量（積算値）。各値は3サンプルの平均値±標準誤差。

2.2.2 全糖量

ネコヤナギの葉からの糖の溶出はDOCと同様に、落葉や黄葉では浸水1日後に最大となり、浸水日数が経過するにつれて溶出量は減少傾向を示した（図2・3）。ツルヨシの落葉の溶出傾向も同様の傾向を示した（図2・3）。ネコヤナギの落葉からの糖類の溶出量は2週間で $6.9 \text{ mg C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \text{ g}^{-1}$ で、ツルヨシの落葉からの溶出量は2週間で $3.5 \text{ mg C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \text{ g}^{-1}$ であった。2種とも浸水1日後に70%以上が溶出していた。ネコヤナギの黄葉の溶出は2週間で $40 \text{ mg C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \text{ g}^{-1}$ で、落葉と比較すると、5倍以上の差があった。一方、緑葉では、2週間後まで糖類の溶出量は検出限界以下であった。また緑葉からのDOCのパターンと異なり、4週間後に溶出量が最大となった（図には示していない）。

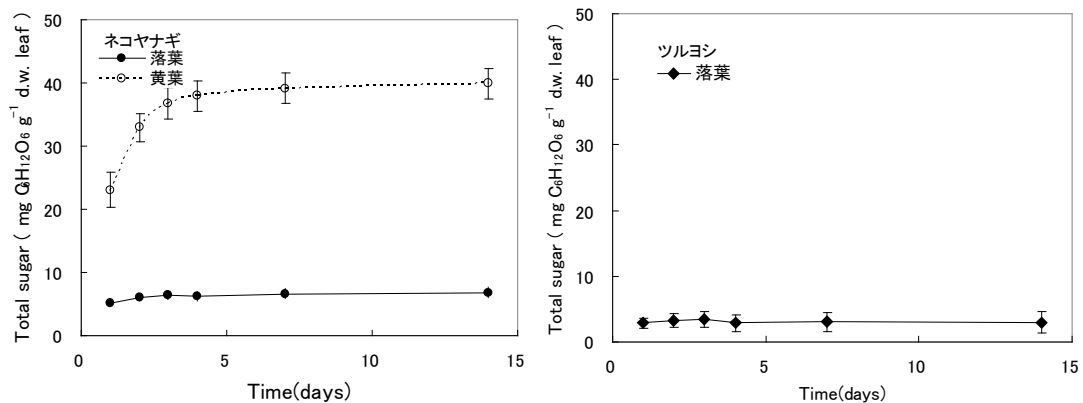


図2・3 ネコヤナギの落葉と黄葉（左）、ツルヨシの落葉（右）からの全糖の溶出量（積算値）。各値は3サンプルの平均値±標準誤差。

2.2.3 総ポリフェノール量

総ポリフェノール量もDOCや糖と同様に、落葉と黄葉では浸水1日後に溶出量が最大となり、浸水日数が経過するにつれて溶出量は減少傾向を示した。またネコヤナギの黄葉の溶出量が最大であった（図2・4）。一方、緑葉では、1週間後までポリフェノール類の溶出量は検出限界以下で、糖と同様に4週間後に溶出量が最大となった（図には示していない）。ネコヤナギの落葉からポリフェノール類の溶出量は2週間で、7.5 mg C₁₅H₁₄O₆ g⁻¹であった。一方、ツルヨシの落葉からの溶出量は1.8 mg C₁₅H₁₄O₆ g⁻¹で、2種とも浸水1日後に40%以上が溶出していた。黄葉のネコヤナギの総溶出量は36 mg C₁₅H₁₄O₆ g⁻¹で、ネコヤナギの落葉の溶出量と比較すると5倍近くの差があった。

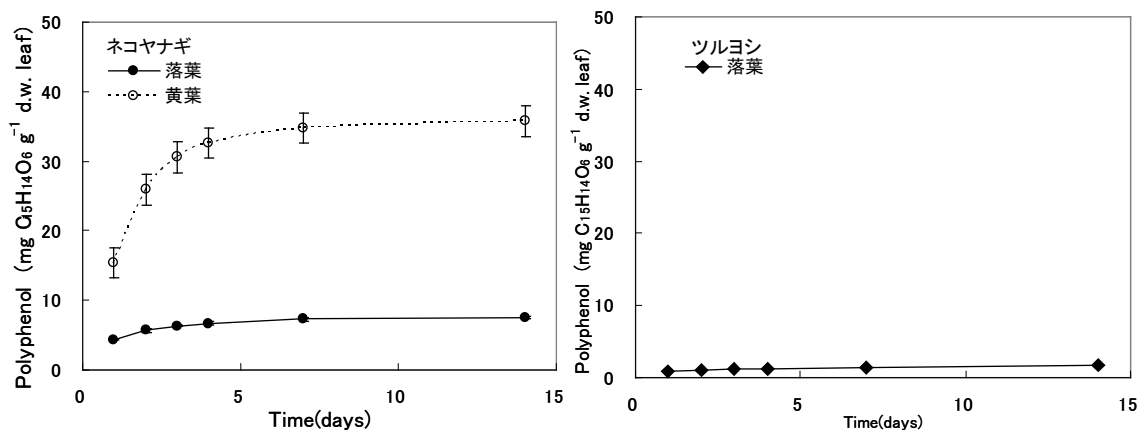


図2・4 ネコヤナギの落葉と黄葉（左）、ツルヨシの落葉（右）からの総ポリフェノールの溶出量（積算値）。各値は3サンプルの平均値±標準誤差。

総ポリフェノール量はネコヤナギの落葉から1日で $4.3 \text{ mg g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ が溶出し、ツルヨシの落葉では $0.8 \text{ mg g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ であった。一方ネコヤナギの黄葉では、浸水1日後に $15 \text{ mg g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 溶出している。これらの値は、McArthur & Richardson¹⁶⁾が報告している *Alnus rubra* ($50 \text{ mg g}^{-1} \text{ d}^{-1}$) や *Acer cinatum* ($34 \text{ mg g}^{-1} \text{ d}^{-1}$) からの溶出量に比べると少ない。ただし、このような結果の差は、植種による違いだけでなく、その測定方法や使用した標準物質の違いも考えられる。本研究では (+) カテキンを使用し、McArthur & Richardson¹⁶⁾はGallic acidを標準物質として使用した。総ポリフェノール量の測定では、実験方法、標準物質によりその測定量には、かなりの差が出ることを指摘されている¹⁸⁾。

今回ポリフェノール類はカテキンを標準物質とし、糖類の測定ではグルコースを標準物質とした。カテキン ($\text{C}_{15}\text{H}_{14}\text{O}_6$) の62%は炭素 (C) で構成され、グルコース ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) は40%が炭素で構成されていると仮定し、2週間に溶出したDOCに占めるポリフェノール、糖類の炭素の割合を求めた。その結果、ネコヤナギの落葉で約58%、ツルヨシの落葉では約35%がポリフェノール、糖類の炭素と推定された。Pertersen & Cummins¹⁹⁾ や Webster & Benfield²⁰⁾ は、落葉に含まれる糖類やポリフェノール類は、非常に溶出しやすい物質だと報告している。

2.2.4 微生物による分解消失速度

ネコヤナギでもツルヨシでも日数が経過するごとに試料水に含まれるDOC、糖、総ポリフェノールは減少傾向を示した。(図2・5) ネコヤナギの落葉から1日後に溶出した全糖量、総ポリフェノール量を100%とすると、1週間後に全糖量は42.8%減少、一方総ポリフェノール量は21.9%減少した。

ツルヨシの落葉でも同様に1日後の溶出量を100%とすると、1週間後に全糖量は60%減少、総ポリフェノール量は6.1%の減少であった。この結果から、落葉から溶出した糖は、微生物にとって分解しやすい炭素化合物で、一方のポリフェノール類は微生物にとって分解しにくい炭素化合物だと考えられる。

2.2.5 河川の溶存炭素に対する影響

次に落葉から溶出するDOCを流域の物質循環に対する主要な影響の1つと考え、その影響についての評価を試みた。太田川下流(矢口第一観測所、河口から11.5km地点)における1995~1999年の年間総流量の平均値 $2 \times 10^9 \text{ m}^3$ ²¹⁾と、太田川流域で測定された粗粒の有機物(CPOM)を除く有機炭素濃度(TOC) $0.5 \sim 2 \text{ ppm}$ ²²⁾をもとに、太田川本流における年間全有機炭素負荷量を推定すると、およそ $1000 \sim 4000 \text{ tC yr}^{-1}$ と見積もられる。一方、太田川本流のネコヤナギの落葉生産量は200tと推定されている⁶⁾。本研究の結果をもとに、ネコヤナギ落葉の重量の約1.2%がDOCとして溶出すると仮定すると、太田川本流全体では2.4tとなる。これは、最大でも太田川の年間全有機炭素負荷量の0.24%にしかない。ツルヨシや他の河畔植生の落葉から溶出するDOCをあわせるとさらに増加すると考えられるが、河畔植生の落葉から溶出する有機物が占める割合は、他の負荷源と比較して小さいものと結論される。

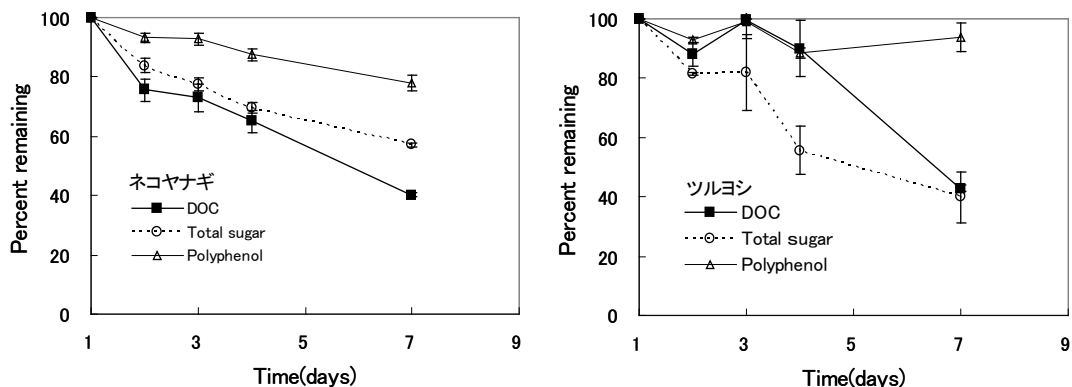


図2・5 ネコヤナギの落葉（左）、ツルヨシの落葉（右）からの溶出した溶存有機炭素（DOC）全量、ポリフェノールの分解消失過程。各値は3サンプルの平均値±標準誤差。

3. 付着微生物の有機物生産とDOCに対する影響

3.1 調査地と方法

3.1.1 調査地

調査は広島県東広島市を流れる黒瀬川の支流である三永川で行った(図3・1)。三永川は三永水源池の東側に位置する、河川延長2.54 km、流域面積2.5 km²の小河川である。河道内は、コンクリートで固められた二面もしくは三面護岸となっており、開かれた河川となっている。本研究では、三永川の五京橋の東側50~150 mの区間を調査対象とした。また、比較のため黒瀬川本流でも調査を行った。黒瀬川は広島県東広島市西部の並滝寺池（水面標高約400 m）に水源を発し、東広島市、呉市を通過して瀬戸内海の広湾へ注ぐ、流路延長50.6 km、流域面積238.8 km²の河川である。黒瀬川本流においては、上流部の並滝寺（A地点）から旧東広島市の最下流部である樋ノ詰橋（H地点）までの8地点を調査対象とした(図3・1)

3.1.2 現存量

河川水中の礫上における付着微生物の現存量を調べるために、藻類の指標である chlorophyll a と有機物量の指標である Ash Free Dry Weight (AFDW) を測定した。サンプリングは、三永川においては、2005年6月から2006年10月まで毎月1~2回行い、黒瀬川本流については2006年10月に行った。調査地において、河川水中の礫をランダムに3~5個採取し、礫がぬれた状態のままクーラーボックスに

保存し、研究室に素早く持ち帰った。そして漏斗（直径 5.8 cm）とブラシを用いて一定面積当たりの付着微生物を採取し、150～200 ml の蒸留水と混ぜ合わせた。この付着微生物が含まれた試料水をガラス繊維濾紙（Advantec GC50、孔径 $0.45\ \mu\text{m}$ ）を用いて、一定量吸引濾過し、濾紙上に付着微生物を採取した。Chlorophyll a については西條²³⁾の手法に基づき 90%アセトンで抽出した後、2500rpm で遠心分離を 5～10 分間行い分光光度計（Hitachi U-1500）を用いて各波長の吸光度を測定し、定量した。AFDW は Boisson ら²⁴⁾の手法に基づき、付着微生物を採取した濾紙を 60°C で 24 時間乾燥させ乾燥重量を測定し、その後に 500°C で 2 時間燃焼させ、灼熱減量を求めた。

河川水中では礫以外の泥質や砂質上においても付着微生物が存在するため、泥質や砂質上の付着微生物の現存量も測定した。砂泥のサンプリングは、黒瀬川と三永川の調査地において降雨が数週間なく、河川流量が安定していた時期である 2006 年 10 月に行った。円筒形のコアサンプラー（直径 5 cm、高さ 5 cm）を用いて砂泥上を攪拌しないように、ゆっくりと砂泥にさしこみコアサンプラーにフタをして、中の砂泥を攪拌しないように河川底から取り出した。砂泥の表層 5mm だけを採取し、ビニール袋で密封し低温に保った状態で、研究室に素早く持ち帰った。測定の時間までは 4°C の冷蔵庫にて保存した。Chlorophyll a については、湿重で約 1.0g を遠沈管に採取し、100%アセトンで一晩抽出した後、礫と同様の手順で測定を行った。AFDW については、付着微生物とデトリタスとの分離ができないため、測定は行なわなかった。

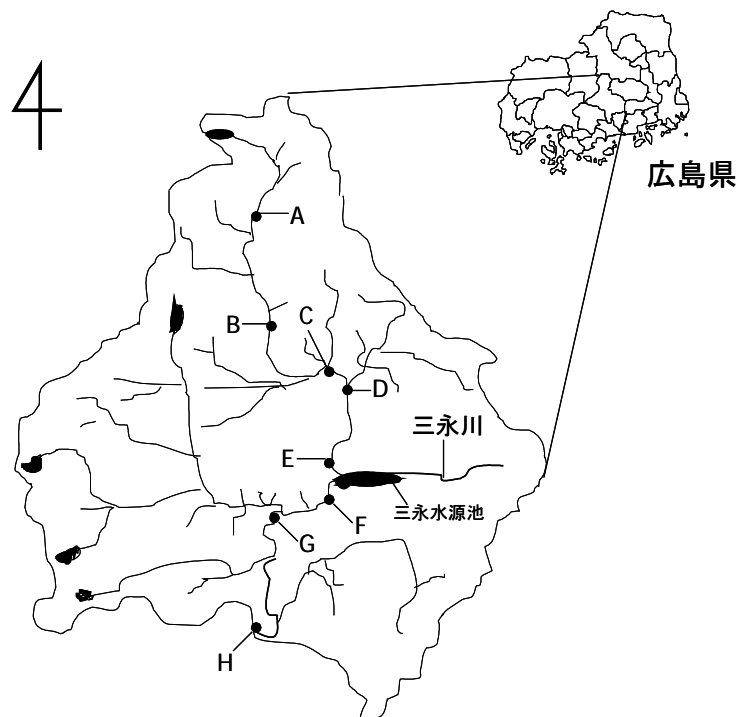


図3・1 旧東広島市内の黒瀬川流域図と調査地点。

3.1.3 光合成生産量、呼吸量の測定

付着微生物の光合成生産量と呼吸量はフラン瓶を用いた明暗瓶法によって測定した。サンプリングは2005年6月において礫を3個採取し、クーラーボックスに入れ、素早く研究室に持ち帰った。礫の表面の付着微生物は葉さじを用いて慎重に採取し、フラン瓶に湿重で約1.0g測り入れた。そして調査地で採水し、あらかじめ曝気して溶存酸素を調節しておいた河川水をサイホンを用いて攪拌しないように、フラン瓶にゆっくりと注ぎ込んだ。フラン瓶は明条件とアルミホイルで完全に覆った暗条件のものを用意した。野外の自然光下で恒温水槽にフラン瓶を沈め、0、2、6、24時間後に溶存酸素計 (YSI Model52) を用いた隔膜電極法にてフラン瓶内の溶存酸素を測定した。測定後、フラン瓶内の付着微生物を全て取り出し、3.1.2と同様の手順で付着微生物に含まれる chlorophyll a を測定した。

フラン瓶では流速を再現できないため、付着微生物の生産量を少なく見積もる可能性がある。そこで流速を再現できるアクリルチャンバーによる光合成速度と呼吸速度の測定を行った。2005年11月から2006年10月にかけて2ヶ月に1回礫を採取し、アクリルチャンバー (20 cm×20 cm×15 cm) に付着微生物がついたままの礫を入れた。次に調査地で採水し、あらかじめ曝気して溶存酸素を調節しておいた河川水をゆっくりと注ぎ込みフタで密封した。チャンバーを沈めた恒温水槽は三永川の測定時期における平均水温とした。チャンバーに接続したポンプで三永川の河川流速に近い 15 cm s^{-1} の流速を与え、人工光源下 (ハロゲンランプ) で光を減衰させながら溶存酸素計を用いて溶存酸素を測定し、各光強度に対する光合成速度を求めた。また暗条件における呼吸速度も測定し、付着微生物の光-光合成曲線を求めた。測定後、礫上の付着微生物を全て採取し、3.1.2と同様の手順で chlorophyll a を測定した。

3.1.4 DOCに対する影響

河川水中の溶存有機炭素 (DOC) に対する付着微生物の影響を調べるため、フラン瓶を用いて付着微生物の DOC への影響実験を行った。2005年5月に上記の明暗瓶法と同様の手順で明瓶と暗瓶を用意した。野外の自然光の下で用意したフラン瓶を恒温水槽に沈め、0、2、6、24時間後に、溶存酸素計を用いてフラン瓶内の溶存酸素を測定した。測定後、吸引濾過によりフラン瓶内の付着微生物と試料水を採取した。この際使用した濾紙は、濾紙からの溶出を防ぐため、使用前に 450°C で1時間熱処理したものを使用した。Chlorophyll a は3.1.2と同様の手順で測定を行い、採取した試料水は全有機炭素計 (Shimadzu TOC-5000A) を用いた燃焼酸化方式によって、含まれる DOC を求めた。

付着微生物の DOC 溶出量と光合成速度の関係を調べるため、2006年4月に屋内の人工光源下でフラン瓶を用いた測定を行った。野外での実験と同様の手順で明瓶と暗瓶を用意したが、採取した付着微生物量はフラン瓶内の溶存酸素が過飽和にならないように少量 (約 0.15g) とした。恒温水槽にフラン瓶を沈め人工光源下に光強度が異なる処理区 (600 、 110 、 $35 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) を設け、6時間後にフラン瓶内の溶存酸素、chlorophyll a 量、試料水に含まれる DOC を求めた。

3.2 結果と考察

3.2.1 現存量

三永川の付着微生物に含まれる chlorophyll a の現存量は大きく変動し、2005年10月に最も低く ($32 \text{ mg chl. a m}^{-2}$) となり、2005年8月、12月、および2006年1月に高い値を示した (図3・2)。AFDW についても chlorophyll a とほぼ同様の変動傾向を示し、2005年7月、2006年1月に最も高い 22 gm^{-2} となった (図3・3)。ただ例外的に2005年10月においては、chlorophyll a は最小値を示したのに対し、AFDW は同様の傾向を示さず、年間の平均値と同程度の 14 gm^{-2} という結果になった。

付着微生物の現存量の変動要因としては、流量、水温、日射強度、栄養塩などが一般的に考えられるが、最も影響の大きいものとして雨や台風などの流量の増加による攪乱が報告されている²⁵⁾。三永川の chlorophyll a 量が最小値を示した2005年10月は、前月に年間最大日降水量 132mm ²⁶⁾ が記録されており、反対に、付着微生物の現存量が大きかった2005年12月、2006年1月は、月間降水量がそれぞれ21、40mm と少なかった²⁶⁾。これらの水量変化が付着微生物量に影響したことが考えられる。

黒瀬川本流の8地点における礫と砂泥上の chlorophyll a は、G地点の砂泥で著しく高い値を示した ($936 \text{ mg chl. a m}^{-2}$) が (図3・4)、それ以外の地点に対しては、三永川との間に有意な差が認められなかった。G地点は下水処理場の直下流に位置しているため、処理水の影響を多く受けており、全窒素濃度、水温が他の地点に比べて著しく高くなっていると報告されている²⁷⁾。このことが、G地点の高い現存量につながっていると思われる。AFDW については、C地点とF地点、三永川の値との間に有意な差が認められたが、その他の地点間に有意差は認められなかった (図3・5)。

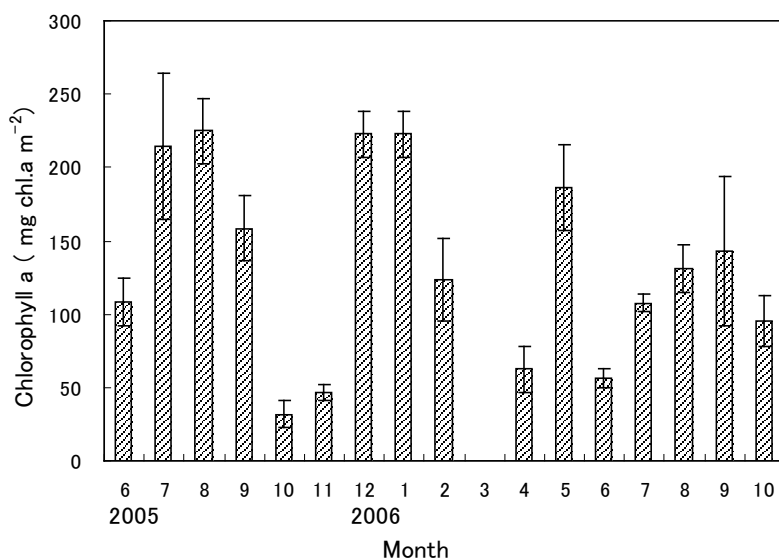


図3・2 三永川の礫上の付着微生物の chlorophyll a 量の季節変化。各値は3~5地点の平均値±標準誤差。

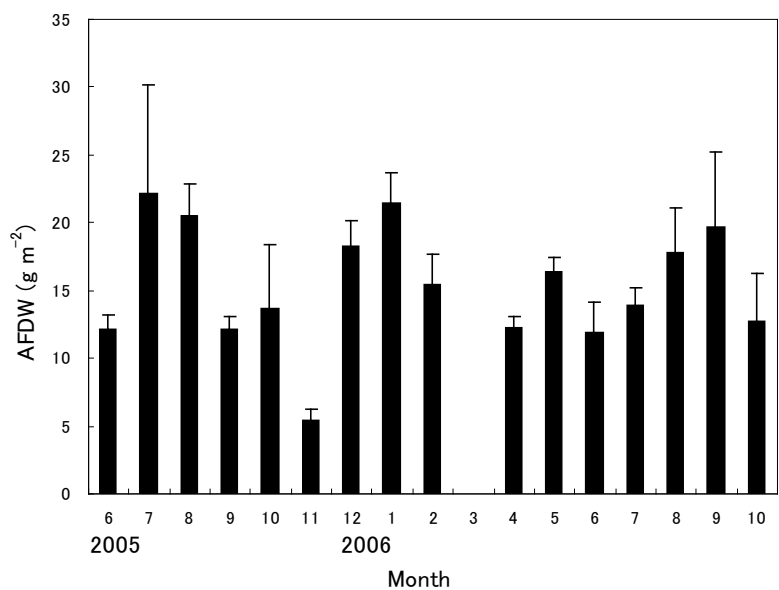


図3・3 三永川の礫上の付着微生物の Ash Free Dry Weight (AFDW) の季節変化。各値は3~5地点の平均値±標準誤差。

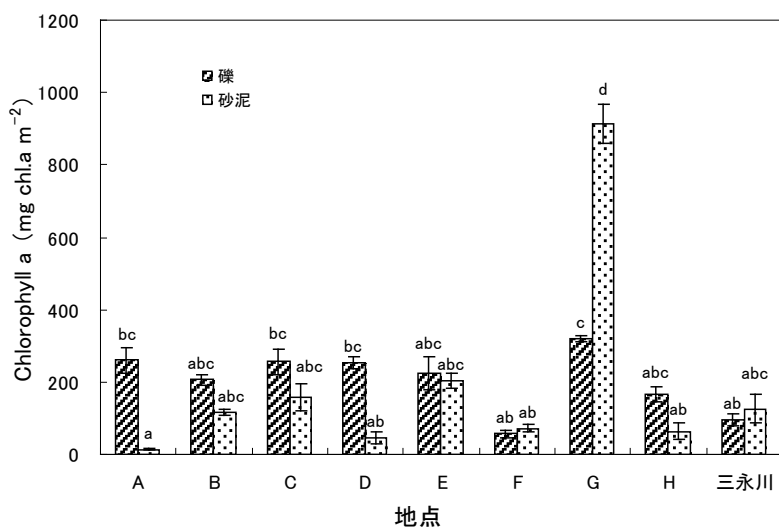


図3・4 黒瀬川本流と三永川における礫と砂泥上の付着微生物の chlorophyll a 量の季節変化。各値は3~5地点の平均値±標準誤差。同じアルファベットが記された値の間には有意差はない (Scheffe' s test, P>0.05)。

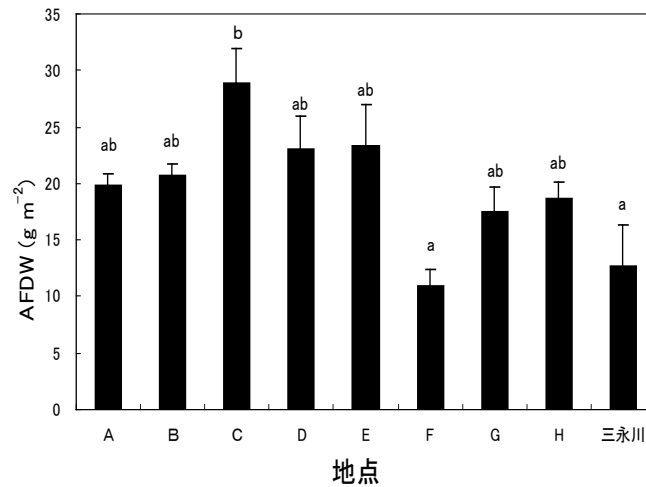


図3・5 黒瀬川本流と三永川における礫上の付着微生物の Ash Free Dry Weight (AFDW)。各値は3～5 地点の平均値±標準誤差。同じアルファベットが記された値の間には有意差はない (Scheffe' s test, $P>0.05$)。

河川水中の付着微生物の生産量を推定するにあたって、その現存量を欠かすことはできないが、付着微生物を構成する藻類と従属栄養微生物の割合も生産力に大きく関与する。付着微生物を構成する生産者と分解者の大まかな割合を示す指標として Autotrophic index (AI) が提唱されている²⁸⁾。AI は付着微生物の AFDW / Chlorophyll a で求められ、 $AI < 100$ なら藻類優占の生産系、 $100 < AI < 400$ であるなら藻類と従属栄養が共存している状態、 $AI > 400$ なら従属栄養微生物が優占する分解系とされている。三永川の AI は 36 (2006 年 5 月) ~ 455 (2005 年 10 月) となった (図 3・6)。2005 年 10 月に AI が最も高くなっている理由としては、前月の降水量の増加によって付着微生物の剥離が著しく進行したのに対し、AFDW は増水によって礫上に有機物を含む土砂などが堆積したことが考えられる。他の月は AI が 200 より小さく、このことから藻類と従属栄養微生物が共存している、もしくは藻類が優占していると考えられる。2006 年 10 月に黒瀬川と三永川の礫の chlorophyll a と AFDW から求められた AI の比較を行ったところ、黒瀬川の F 地点と G 地点の間に有意差認められたが、それ以外の地点間および三永川との間に有意差は認められなかった (図 3・7)。このことから、三永川と黒瀬川の多くの地点では、付着微生物を構成する藻類の割合において大きな差がないものと推測された。

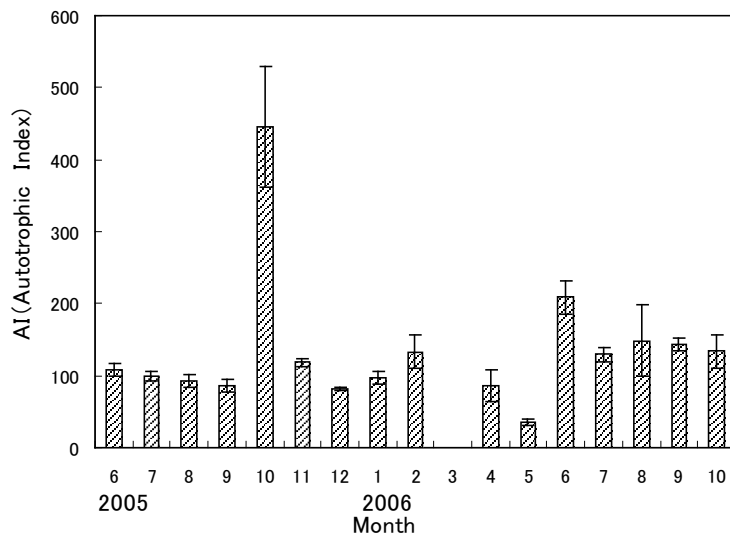


図3・6 三永川における礫上の付着微生物の Autotrophic index (AI)の季節変化。同じアルファベットが記された値の間には有意差はない (Scheffe' s test, $P>0.05$)。

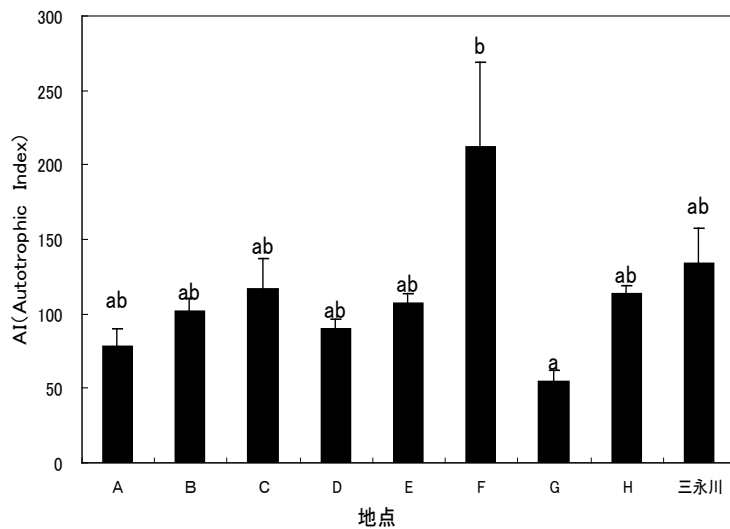


図3・7 黒瀬川本流と三永川における礫上の付着微生物の Autotrophic index (AI)。2006年10月の測定値。同じアルファベットが記された値の間には有意差はない (Scheffe' s test, $P>0.05$)。

3.2.2 光合成速度と呼吸速度

付着微生物を入れたフラン瓶を野外の自然光下で24時間培養した結果、明瓶において2時間では溶存酸素に有意差は認められなかったが、6時間（明期:6h）、一昼夜である24時間（明期:12h、暗期:12h）で溶存酸素が有意に増加していた（図3・8）。このことから、三永川の付着微生物は従属栄養生物が優占する分解系ではなく、藻類優占の生産系と示唆された。暗瓶においては、有意ではなかったが、溶存酸素が減少する傾向にあった（図3・8）。

人工光源のもとチャンバーを用いた光-光合成曲線の結果、 $600 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ の光強度における付着微生物の純光合成速度 P_n は0.55（2005年12月）～1.06（2006年6月） $\text{mg C mg chl. a}^{-1} \text{h}^{-1}$ となり、最大で約2倍の差がみられた（図3・9）。初夏から秋季にあたる2006年6、8、10月の P_n は1.02～1.06 $\text{mg C mg chl. a}^{-1} \text{h}^{-1}$ と高い値を示した。暗呼吸速度は0.11（2005年12月）～0.47（2006年8月） $\text{mg C mg chl. a}^{-1} \text{h}^{-1}$ となり、最大で約4倍の差がみられた。また年間を通してかなりの弱光である $70 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ の条件でも呼吸速度より光合成速度の方が勝っていることが示唆された。

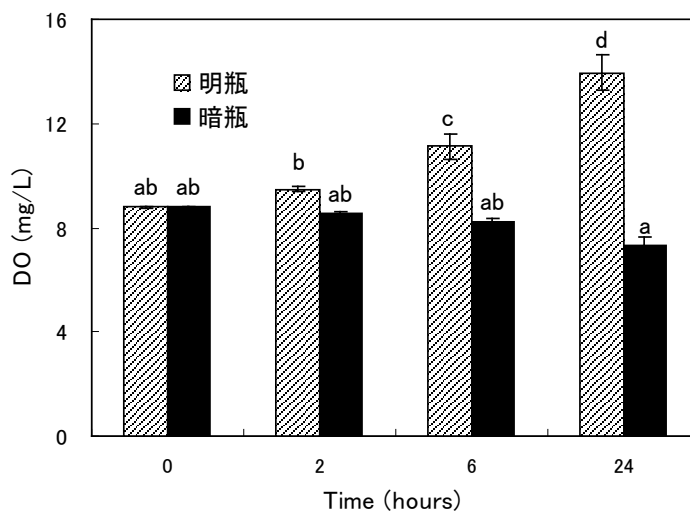


図3・8 三永川の付着微生物を入れたフラン瓶内の溶存酸素量 (DO) の時間変化。明瓶と暗瓶を野外の自然光下に置き、0、2、6、24時間後の溶存酸素量を測定した。同じアルファベットが記された値の間には有意差がないことを示す (Scheffe' s test, $P>0.05$)。

3.2.3 DOCに対する影響

野外の自然光下で行った実験では、明瓶内のDOCが24時間（明期:12時間、暗期:12時間）で有意に増加していた（図3・10）。このことは、三永川の付着微生物の光合成産物の一部がDOCとして溶出していることを示している。一方、暗瓶においては、24時間でも初期値との間に有意差が認められなかった。

屋内の人工光源下での実験では、付着微生物のPnの増加とDOC溶出量の間には正の相関が認められた(図3・11)。従来の研究でも藻類によって生産された有機物の一部、またはかなりの部分が生産された直後に様々な代謝生産物として細胞外に分泌されることが報告されている。Baines & Pace²⁹⁾ は多くの海洋や淡水湖沼に関する研究をレビューし、自然の植物プランクトン群集は光合成産物の約1~75%をDOCとして分泌していると述べている。Coleら³⁰⁾やKaplan & Bott³¹⁾はこのように藻類から溶出したDOCは水中のバクテリアによって素早く利用されると報告されている。さらにFisher³²⁾はこのようなDOCは河川における一次生産の重要な構成要素になる可能性があると報告している。

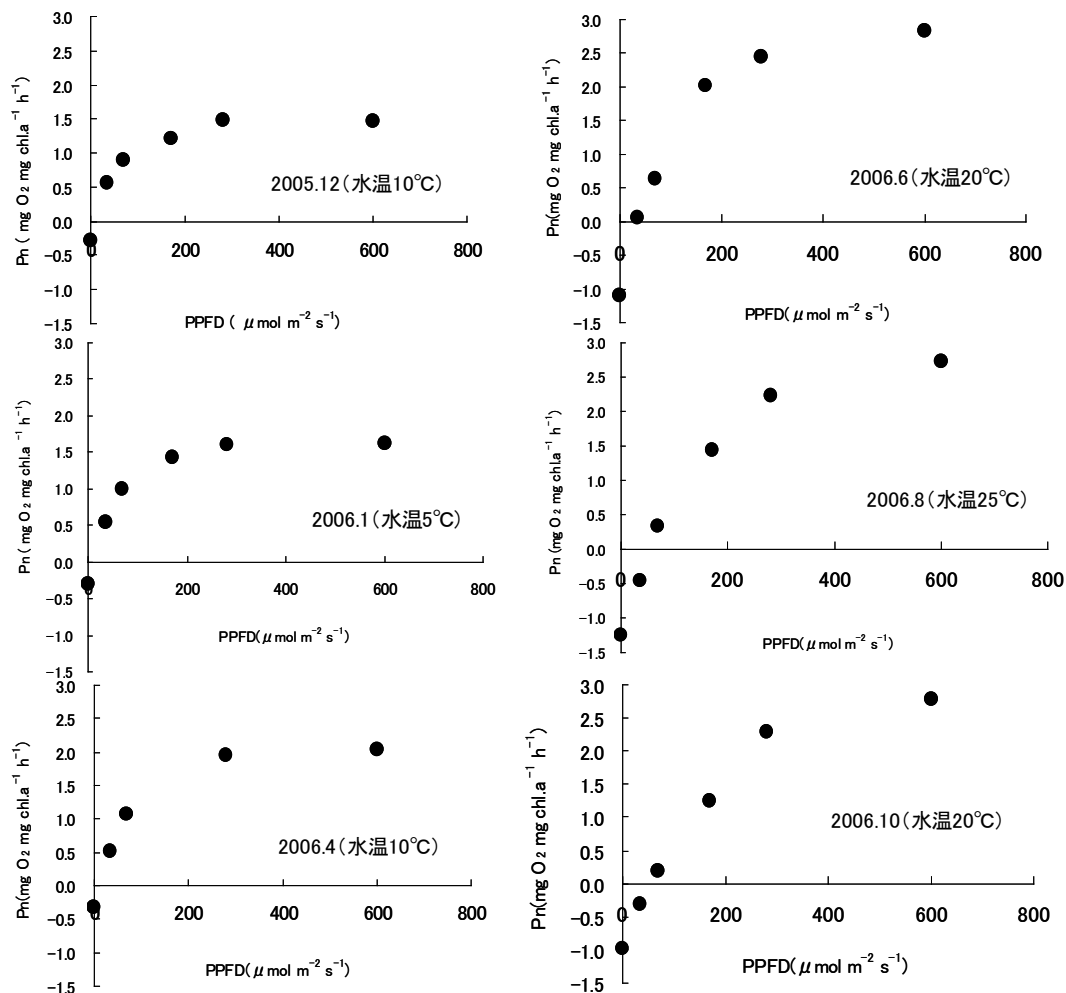


図3・9 三永川の付着微生物の光—光合成曲線。流速は15cm s⁻¹。

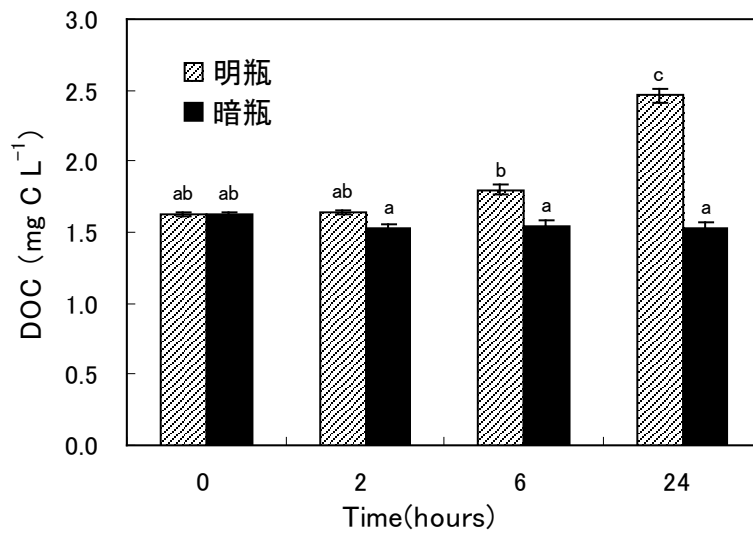


図3・10 三永川の付着微生物を入れたフラン瓶内の溶存有機炭素量 (DOC) の時間変化。明瓶と暗瓶を野外の自然光下に置き、0、2、6、24 時間後の DOC 濃度を測定した。同じアルファベットが記された値の間には有意差がないことを示す (Scheffe' s test, $P > 0.05$)。

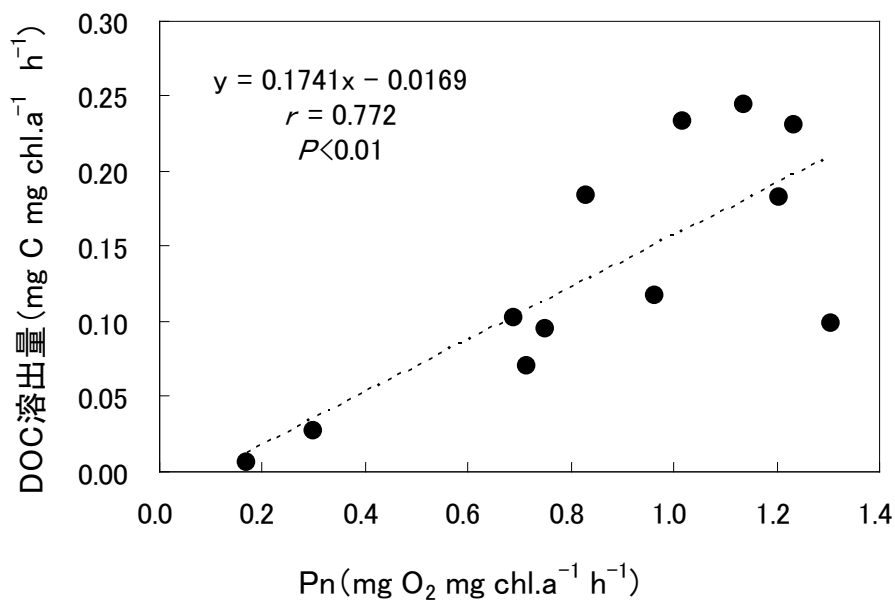


図3・11 三永川の付着微生物の純光合成速度と DOC 溶出量との関係

以上の結果から、三永川の付着微生物群集はおもに生産系として機能し、光合成産物の一部を DOC として溶出していることが示された。そこで三永川の有機物動態に与える付着微生物の影響を推定するため、本研究の結果と年間の日射量のデータからモデルを作成し、年間の生産量と DOC 溶出量の推定を行った。モデルには2ヶ月ごとに測定された光-光合成曲線を直角双曲線近似した以下の式を用いた。

$$P=bI / (1+aI) \quad (3 \cdot 1)$$

P : 総光合成速度 ($\text{mg O}_2 \text{ mg chl. a}^{-1} \text{ h}^{-1}$)

I : 光強度 ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)

a, b : 光-光合成曲線の定数

各月の光-光合成曲線から求めた定数(表3・1)、広島大学総合科学部屋上で記録された年間の日射量のデータから、式3・1を用いて1日あたりの総光合成生産量(P_g)を求めた。その P_g から付着微生物の1日あたりの呼吸量(R)を差し引いたものを1日あたりの純生産量(P_n)とした。同様の手順で2005年11月1日から2006年10月31日までの生産量を求め、その総量を年間における付着微生物の純生産量とした。さらにDOC溶出量($\text{mg C mg chl. a}^{-1} \text{ h}^{-1}$)はDOC溶出量と光合成速度を線形近似した以下の式から推定した。

$$\text{DOC 溶出量} = 0.173P_n - 0.016 \quad (3 \cdot 2)$$

この式を用いて純生産量から1日あたりのDOC溶出量を推定し、生産量と同様の期間においてDOC溶出量も求め、年間のDOC溶出量を推定した。

表3・1 各月の光-光合成曲線から求めた近似曲線の定数

Month	12	1	4	6	8	10
a	0.022	0.018	0.014	0.009	0.004	0.004
b	0.042	0.040	0.036	0.043	0.026	0.022

上記の手順で推定された純生産量は、2005年11月から2006年10月の間で $192 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ となり、そのうちの約30%がDOCとして溶出したと推定された(図3・11)。従来の研究では、付着微生物が分解系としている機能している河川³³⁾と、生産系として機能している河川³⁴⁾があることが報告されている。三永川の付着微生物は、生産系として作用しており、その生産量は、Kobayashi³⁵⁾が山地溪流の小河川で行った研究で報告されている $22 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ と比較すると著しく大きい。これは、平地の都市近郊河川では、山地溪流にくらべ、光や栄養塩が十分に供給されることが一因と考えられる。

三永川の年間平均流量は $2.8 \times 10^6 \text{ m}^3$ と報告されている³⁶⁾。三永川で記録された2005年春季のDOC濃度(0.8 ppm)を用いて、三永川の年間溶存有機炭素負荷量を推定すると、約 2.3 tC yr^{-1} となる。三永川の礫と底質が同様の生産力を持つと仮定し、目視で求めた流路50mあたりの礫と砂泥の面積から、三永川の流路延長2.54kmの付着微生物の純生産量を推定すると 1.37 tC yr^{-1} となり、DOC溶出量は約 0.48 tC yr^{-1} と見積もられた。このDOC溶出量は、年間溶存有機炭素負荷量の約20%に達する。このことから、三永川の付着微生物が河川中のDOCの動態に対して無視できない影響を与えていることが考えられる。

黒瀬川本流においては、三永川のような季節変化に関する詳細な調査は行なっていないが、黒瀬川の付着微生物の生産力が三永川と同様の傾向を示すと仮定して、黒瀬川本流の付着微生物が年間溶存有機炭素負荷量に及ぼす影響を推定した。黒瀬川のH地点における年間平均流量 $83 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ ³⁶⁾ とH地点の平均溶存有機炭素濃度3~3.5ppm(竹田ら未発表)から、黒瀬川の年間溶存有機炭素負荷量は約250~290 tC yr^{-1} と推定される。黒瀬川のG地点を除いた7地点の礫と砂泥上のchlorophyll a量を流域全体にあてはめると、源流からH地点までの21.2kmの年間の純生産量は約74 tC yr^{-1} 、DOC溶出量は約26 tC yr^{-1} と見積もられた。これは黒瀬川(上流から21.2kmまで)の年間溶存有機炭素負荷量の9~10%に相当する。したがって、黒瀬川本流の有機物動態についても付着微生物が無視できない影響を与えているものと推測される。

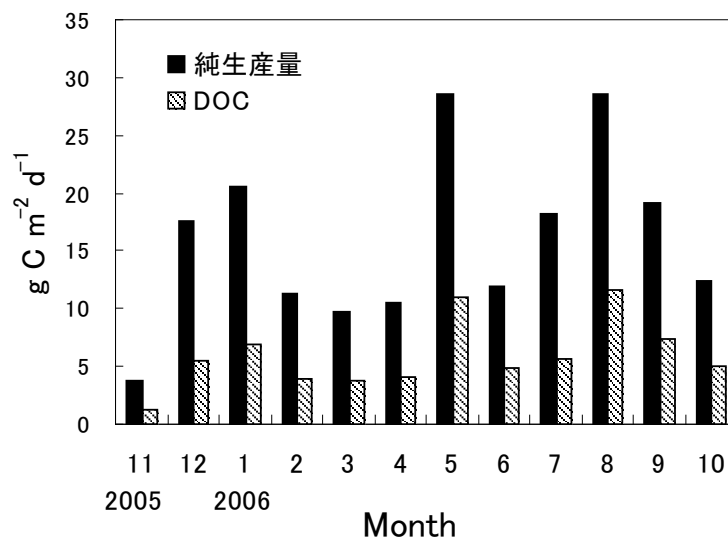


図3・12 三永川の付着微生物の生産量とDOC溶出量の推定値

4. おわりに

今回の研究では、植物からの有機物溶出という有機物負荷源としての直接の影響についてのみ評価を行なった。その結果、河畔植生、河床の付着微生物（藻類）のいずれからも有機物が溶出しており、これらの河道内植物が有機物の負荷源となっていることが明らかになった。このうち、ヤナギ、ツルヨシなどの河畔植生については、リターを通じての有機物供給が主なものと考えられるが、溶出量は少なく、河川水中の全溶存炭素量に占める割合もわずかであると推定された。このことから、有機物溶出を介した負荷源としての河畔植生の役割は非常に小さいものと思われる。

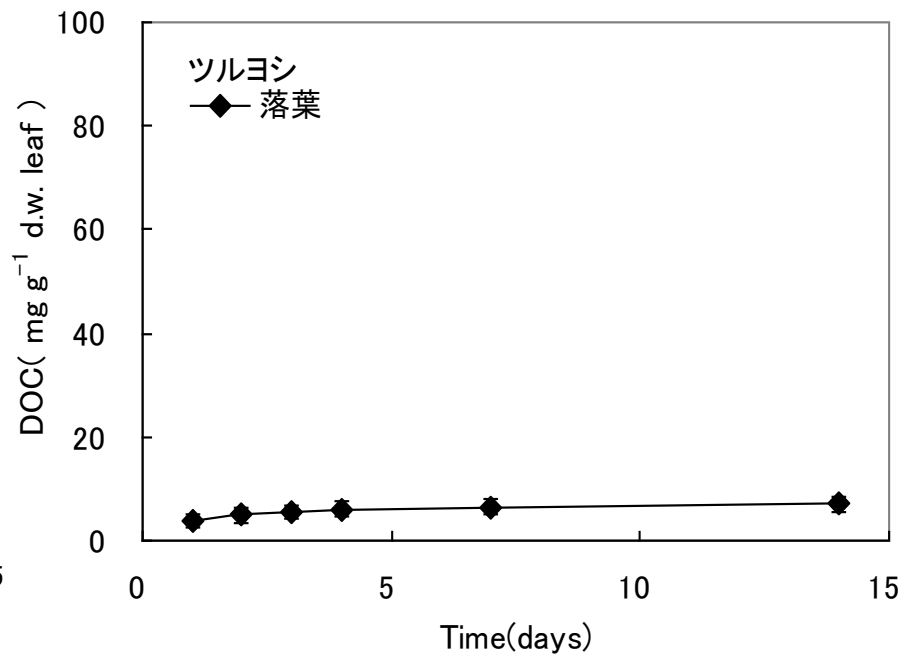
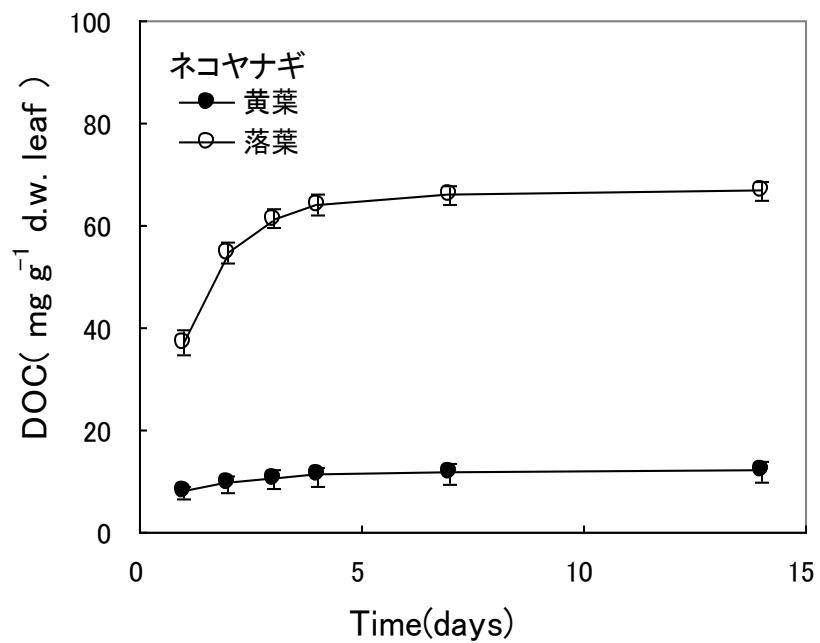
これに対し、付着微生物から溶出する溶存炭素は、三永川については全溶存炭素の約20%以上に達すると推定され、流域の炭素フローに無視できない影響を与えていることが明らかになった。河川水中のDOCの由来には、陸上の植生やリターからの溶出、人的要因など様々な外来性の起源が考えられるが、このようなDOCは難分解のものが多くとされており、藻類由来のDOCは素早くバクテリアなどに利用されると報告されている^{37) 38)}。したがって、付着藻類由来の有機物が河川水のBODにある程度寄与していることが考えられる。しかし、有機汚濁に対する付着藻類効果はマイナス面だけではない。近年、一部の都市河川において、硝化による酸素消費が見かけ上のBOD値を上げていることが報告されている³⁹⁾。このような河川では、付着藻類が水中の窒素を取り込むことにより、間接的にBODを減らしている可能性も考えられる。今後は、このような間接効果についての定量的評価が必要と思われる。

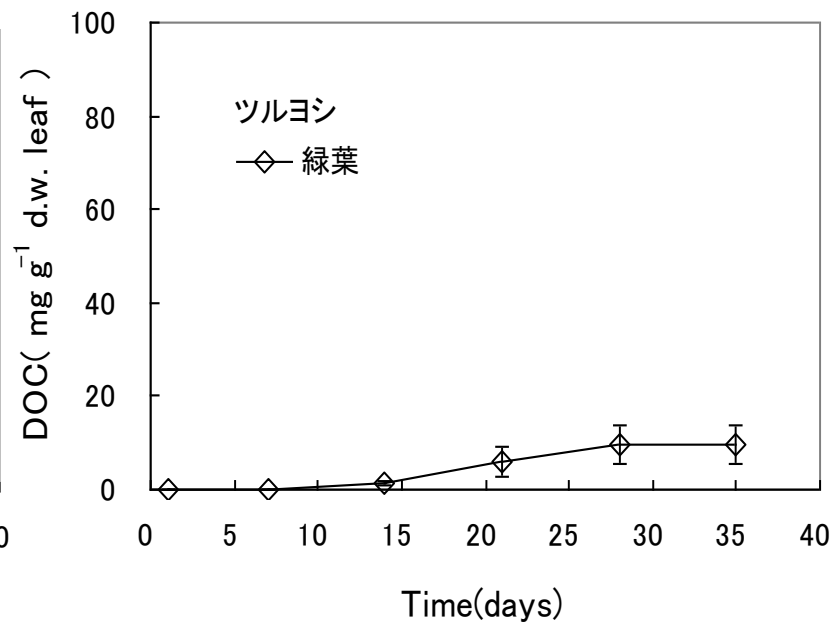
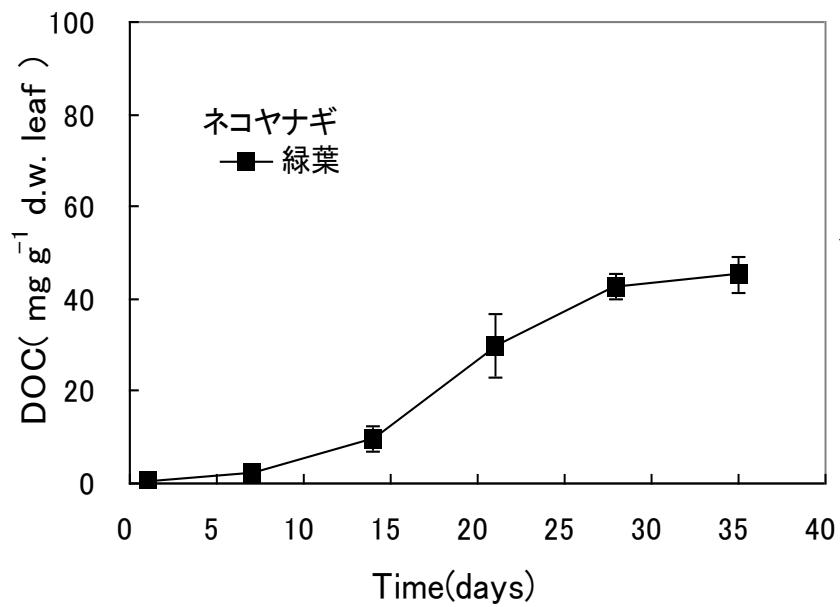
引用文献

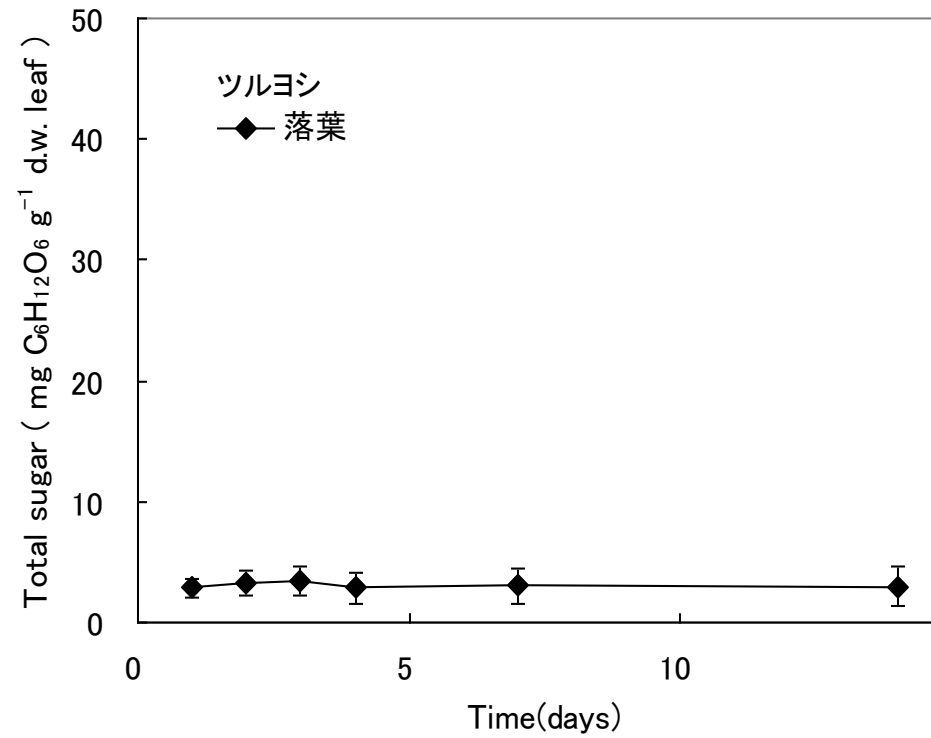
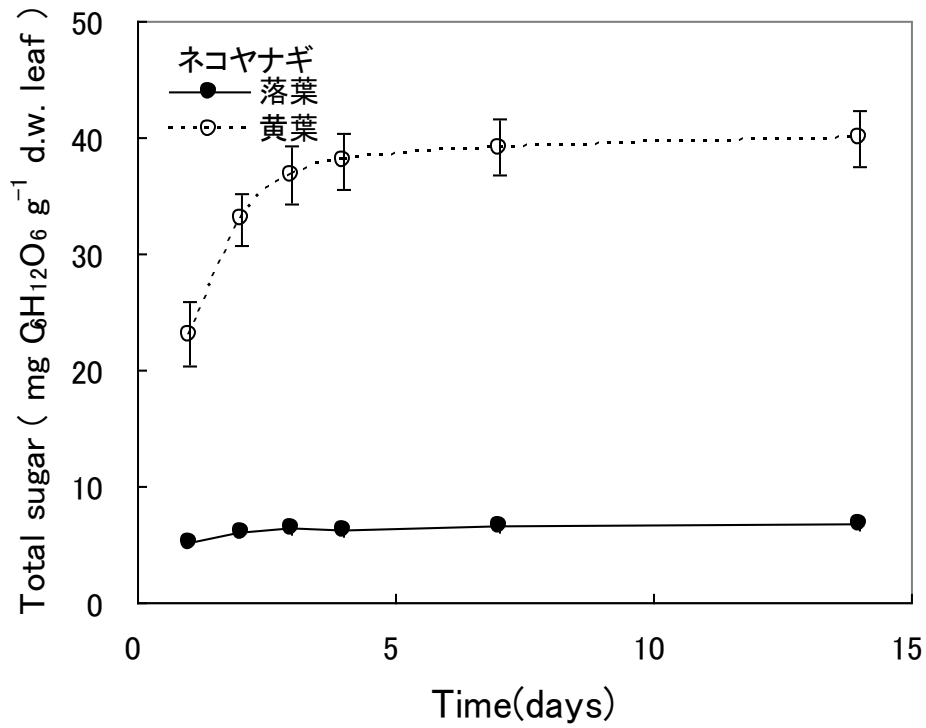
- 1) Wada E., Kabaya Y. & Kurihara Y. (1993) :Stable isotopic structure of aquatic ecosystems, Journal of Bioscience, No.18、 pp.483-499.
- 2) 田中邦明 (1997) :海藻の成長および発生に与える森林河川水の影響, 森林科学, No.19、 pp.74-79.
- 3) 浜端悦治 (1996) :水質浄化と植物, 河川環境と水辺植物, pp.171-182.
- 4) 桜井善雄 (1988) :水辺の緑化による水質浄化, 公害と対策, No.24/9、 pp.67-77.
- 5) Berg B. & McClaugherty C. (2004) :森林生態系の落葉分解と腐植形成, シュプリンガー・フェアラーク東京株式会社, 東京.
- 6) Sasaki A. & Nakatsubo T. (2003) :Biomass and production of the riparian shrub *Salix gracilistyla*, Ecologica.Ecol.Civil Eng, No.6/1、 pp.35-44.
- 7) Wetzel R.G. (1983) :Periphyton of Freshwater Ecosystem, Dr. W. Junk Publishers The Hague.
- 8) Aizaki M. (1980) :Changes in Standing Crop and Photosynthetic Rate attendant on the Film Development of Periphyton in a Shallow Eutrophic River, Jap. J. Limnol., No.41/4、 pp.225-234.
- 9) 國松孝男・村岡浩爾 (1989) :河川汚濁のモデル解析, 技報堂出版, 東京.

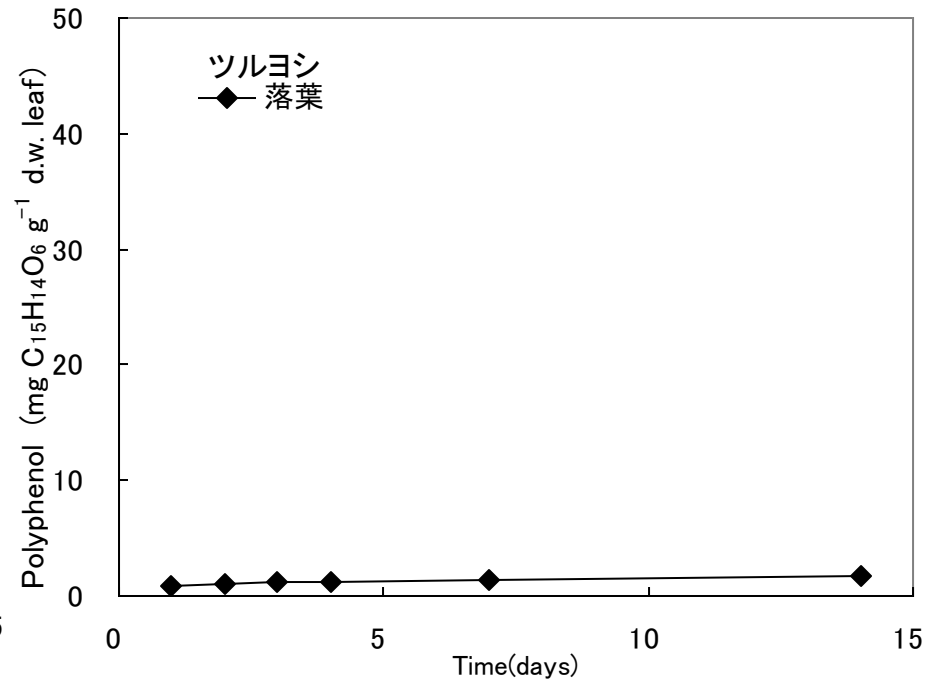
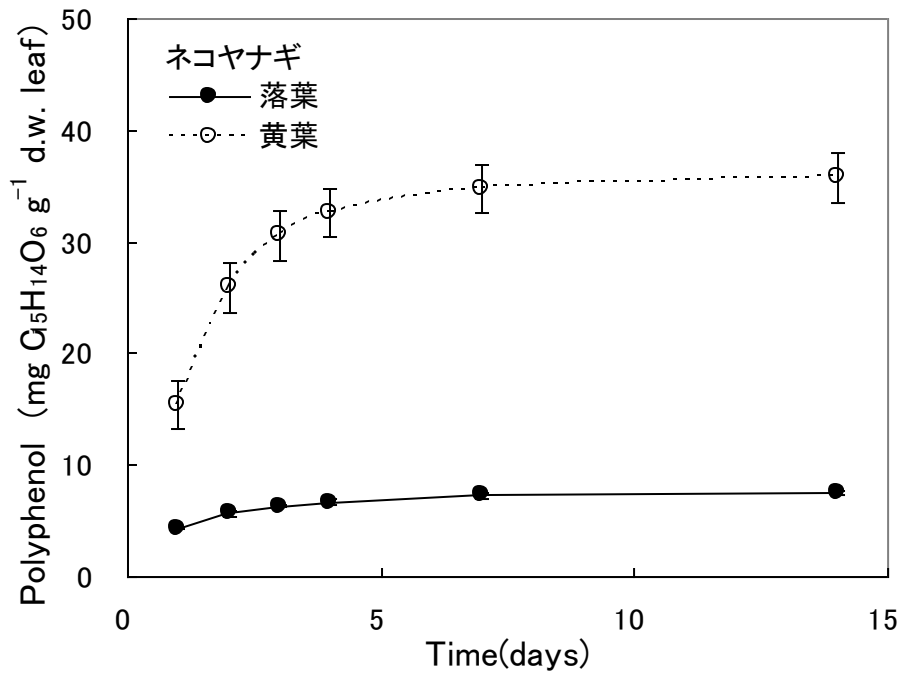
- 10) U. Larsson and A. Hagström (1979) :Phytoplankton exudate release as an energy source for the growth of pelagic bacteria, *Marin Biology*, No.521、 pp.199–206.
- 11) Sabater S., Guasch H., Romani A., & Munoz I. (2002) :The effect of biological factors on the efficiency of river biofilms in improving water quality, No.469/1-3, pp.149 –156.
- 12) (財)リバーフロント整備センター(1995) :平成4年度河川水辺の国勢調査年鑑, 山海堂, 東京.
- 13) (財)リバーフロント整備センター(1999) :平成9年度河川水辺の国勢調査年鑑, 山海堂, 東京.
- 14) Dubois M., Gilles K. A., Hamilton J. K., Roberts D. A. and Smith F. (1956) : *Anal. Chem*, No.28、 pp.350-356.
- 15) 鈴木誠・渡辺敏郎・三浦麻子 (2002) :Folin-Denis 法による総ポリフェノール量測定のための抽出溶媒の検討, *日本食品科学工学会誌*, No.49/7、 pp.507-511.
- 16) McArthur MD. & Richardson JS. (2002) :Microbial utilization of dissolved organic carbon leached from riparian litterfall, *Canadian Journal of fisheries And Aquatic Sciences*, No.59/10、 pp.1668-1676.
- 17) Baldwin DS. (1999) :Dissolved organic matter and phosphorus leached from fresh and 'terrestrially' aged river red gum leaves: implications for assessing river-floodplain interactions, *FreshwaterBiology*, No.41、 pp.675-685.
- 18) Yoshino K. & Hirota M. (2000) :Comparative study of some quantitative analyses for polyphenolic compounds, *沼津工業高等専門学校研究報告*, No.34、 pp.147-154.
- 19) Pertersen R. C. & Cummins K. W. (1974) :Leaf processing in a woodland stream, *Freshwater Biology*, No.20、 pp.943-951.
- 20) Webster J.R. & Benfield E. F. (1986) :Vascular plant breakdown in freshwater ecosystem, *Ann. Rev . Ecol. Syst.*, No17、 pp.567-594.
- 21) 建設省河川局(1997-2001) :流量年表, 日本河川協会, pp.48-52.
- 22) 広島県 (1999) :平成10年度公共用水域等の水質測定結果報告書, 広島県.
- 23) 西條八束 (1975) :クロロフィルの測定法, *Jap. J. Limnol.*, No.36/3、 pp.103-109.
- 24) J. C. Boisson & Y. PERRODIN (2003) :Functional responses of periphyton exposed to road runoff in artificial streams, *Aquatic Ecosystem Health & Management*, Lyon Frence 7th AEHMS Conference.
- 25) 川島博之・鈴木基之(1983) :河床付着藻類の増殖と剥離, *化学工学論文集*, No.9/3、 pp.324-329.
- 26) 気象庁 (2005-2006) :東広島市(広島県)の雨量.
- 27) 小倉亜紗美・中坪孝之 (2004) :人口増加地域における河川の有機汚濁の経年変化とその原因:東広島市黒瀬川におけるケーススタディー, *自然環境科学研究*, No.17、 pp.29-36.

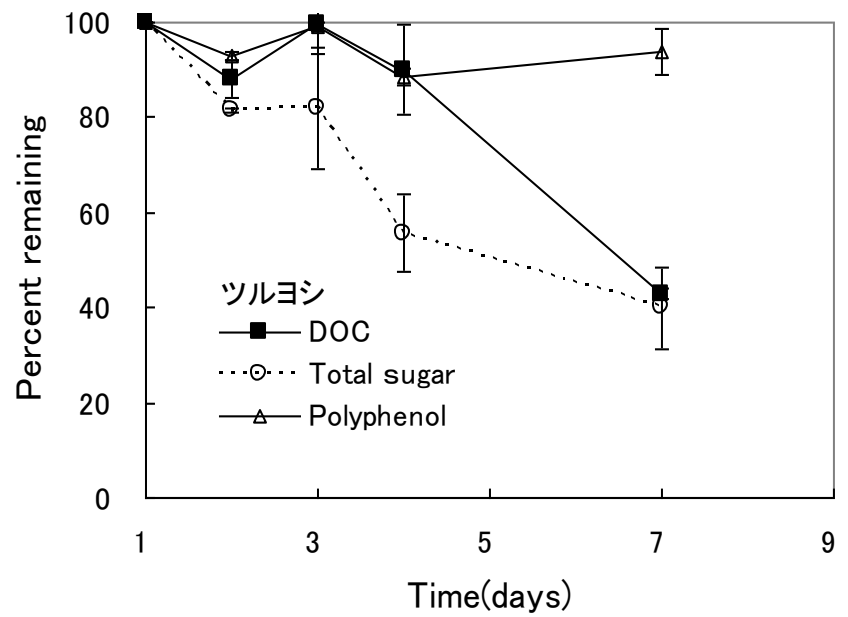
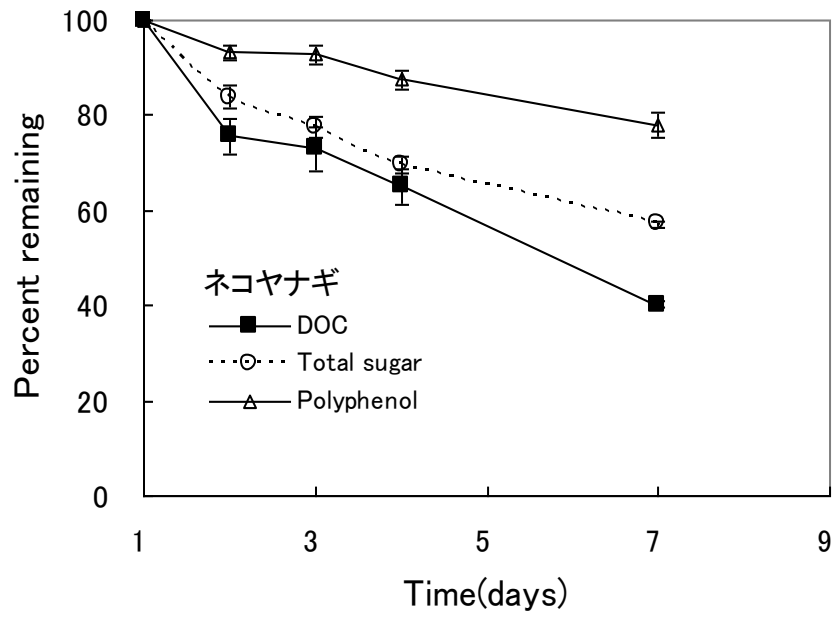
- 28) Fayolle S.(1998) :Réponses des communautés végétales strictement aquatiques (algues et macrophytes) aux perturbations hydrodynamiques (débits réservés, restitutions), en Durance aménagée (Sud-Est de la France), Thèse de spécialité Université de Droit, d'Économie et des Sciences d'Aix-Marseille, No.227.
- 29) S. B. Baines & M. L. Pace (1991) :The production of dissolved organic matter by phytoplankton and its importance to bacteria : patterns across marine and freshwater system, *Limnol. Oceanogr.*, No.36、 pp.1078-1090.
- 30) J. J. Cole, G. E. Likens & D. L. Strayer (1982) :Photosynthetically produced dissolved organic carbon: An important carbon source for planktonic bacteria. *Limnol. Oceanogr.*, No.27、 pp.1080-1090.
- 31) Kaplan L. A. & Bott R. L. (1985) :Acclimation of stream-bed heterotrophic microflora :metabolic responses to dissolved organic matter, *Freshwater Biol.*, No.15、 pp.479-492.
- 32) Fisher, S. G. (1977) :Organic matter processing by a stream segment ecosystem : Fort River, Massachusetts, USA . *Int. Rev. ges., Hydrobiologia*, No.62、 pp.701-727.
- 33) Vicenc A., Adonis G., Isabel M., Urs U. & Sergi S. (2004) :Flow extremes and benthic organic matter shape the metabolism of a headwater Mediterranean stream, *Freshwater Biology*, No.49/7、 pp.960-971.
- 34) Puts R. (1997) :Periphyton communities in Amazonian black and whitewater habitats: Community structure, biomass and productivity, *Aquatic Sciences - Research across Boundaries*, No.59、 pp.74-93.
- 35) Kobayashi H. (1972) :Chlorophyll Content and Primary Production of the Sessile Algal Community in the Mountain Stream Chigonozawa Running Close to the Kiso Biological Station of the Kyoto University, *Memory of the faculty of science, Kyoto University, Series of Biology*, No.5、 pp.89-107.
- 36) 環境省環境管理局水環境部 (1997-2001,2005) :公共用水域水質測定結果.
- 37) Dittmar T. & Kattner G. (2003) :The biogeochemistry of the river and shelf ecosystem of the Arctic Ocean: a review, *Marine Chemistry*, No.83、 pp.103-120.
- 38) Hein T., Baranyi C., Herndl G. J., Wanek W. & Schiemer F. (2003) :Allochthonous and autochthonous particulate organic matter in floodplains of the River Danube: the importance of hydrological connectivity, *Freshwater Biology*, No.48、 pp.220-232.
- 39) 小倉亜紗美・中坪孝之 (2006) :都市化地域の河川流域におけるBODに対する窒素負荷の影響, 用水と廃水, No48/6、 pp.524-531.



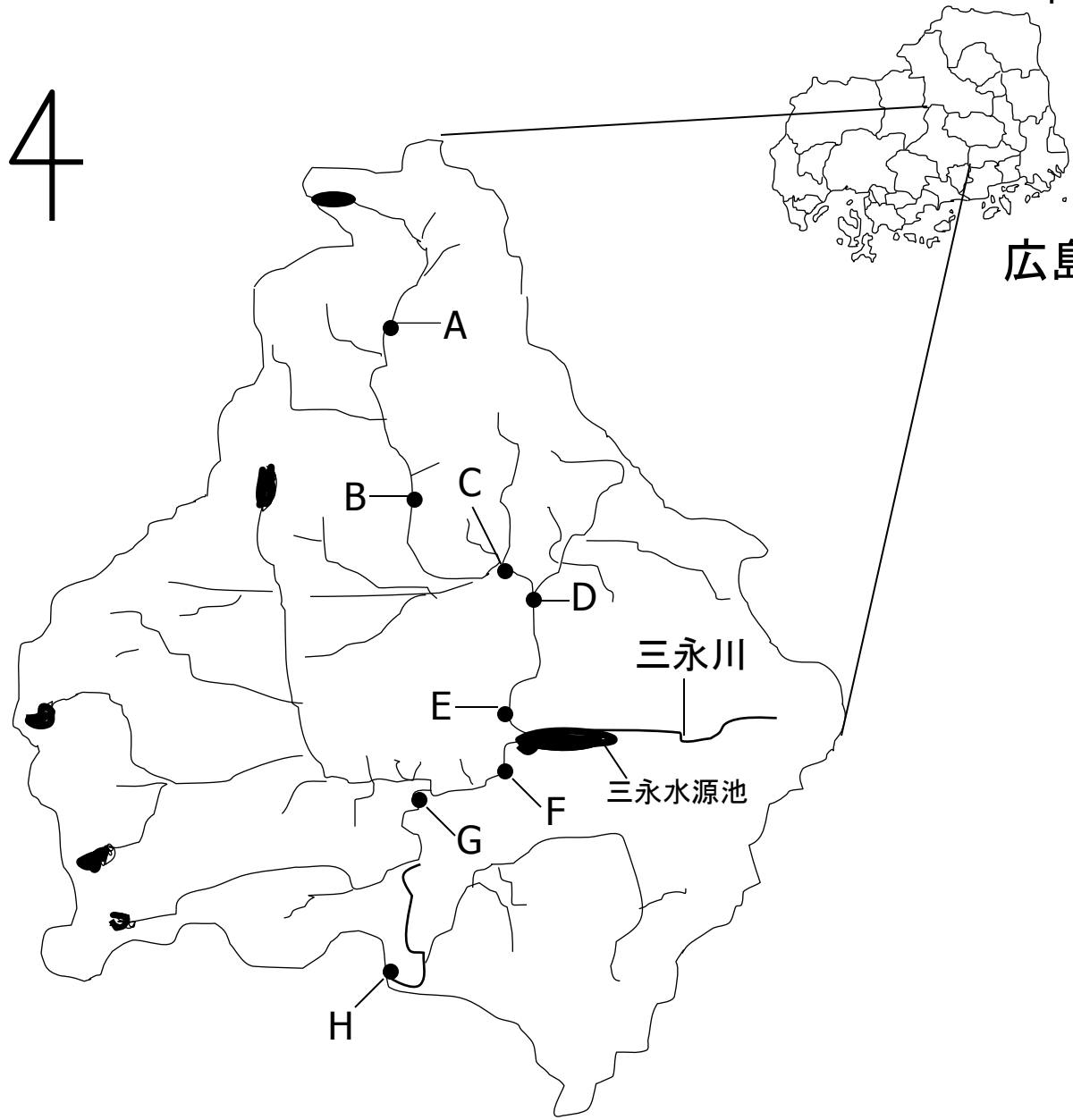








4



広島県

三永川

三永水源池

A

B

C

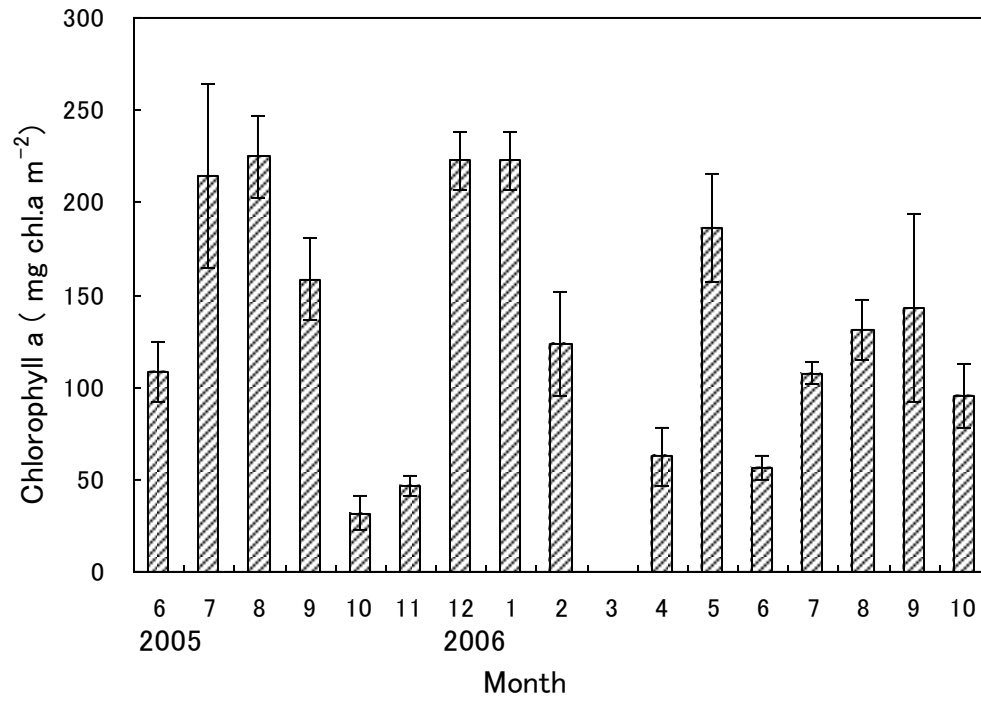
D

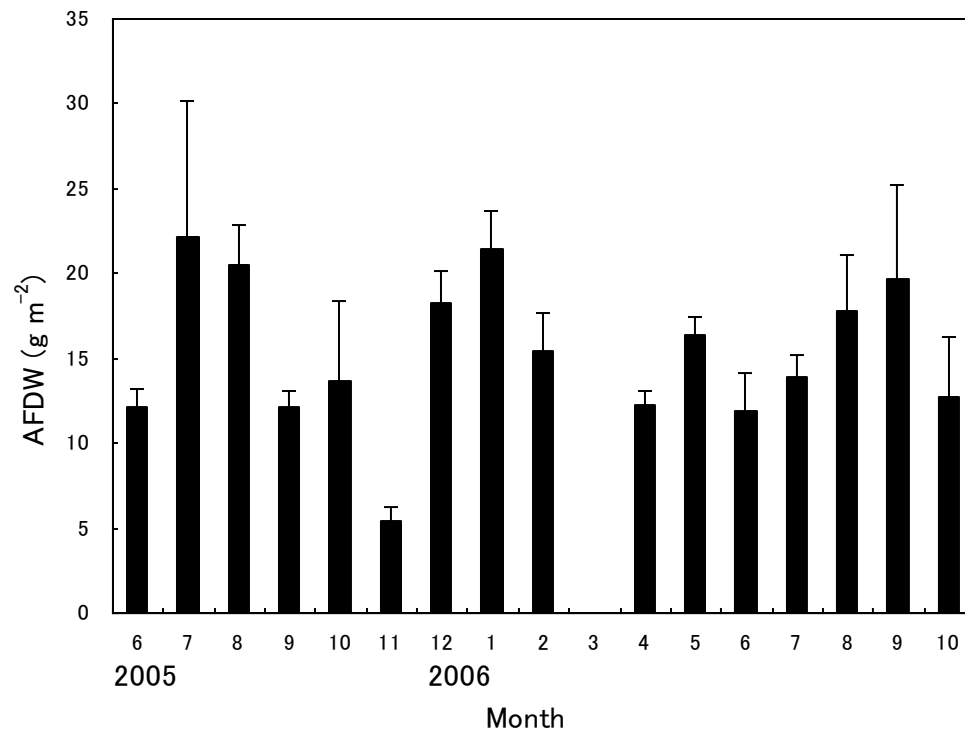
E

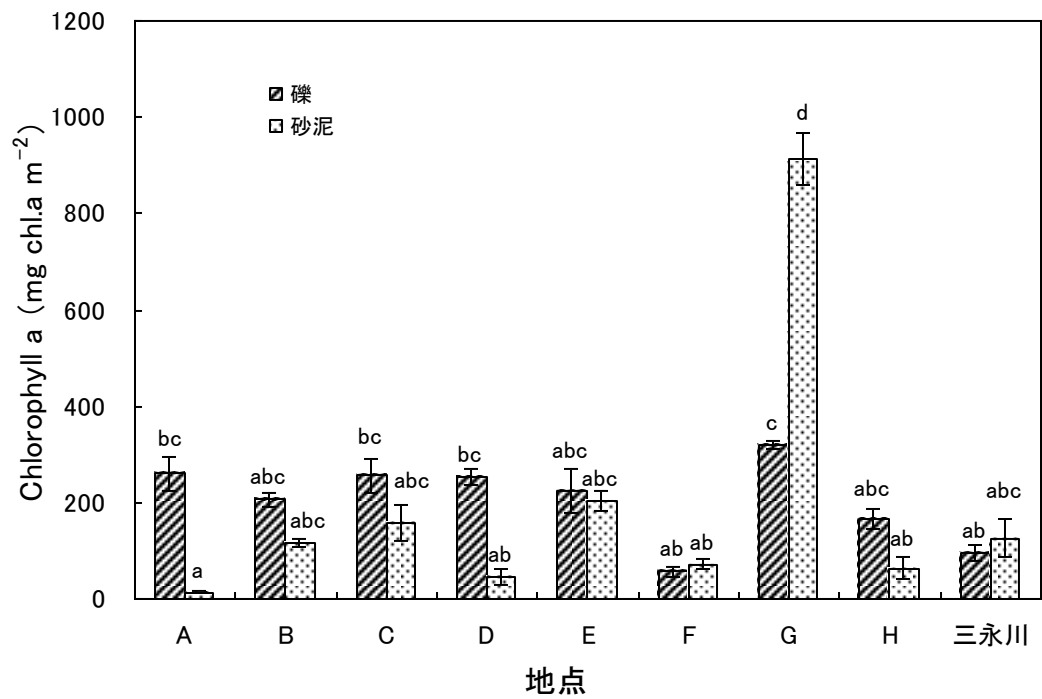
F

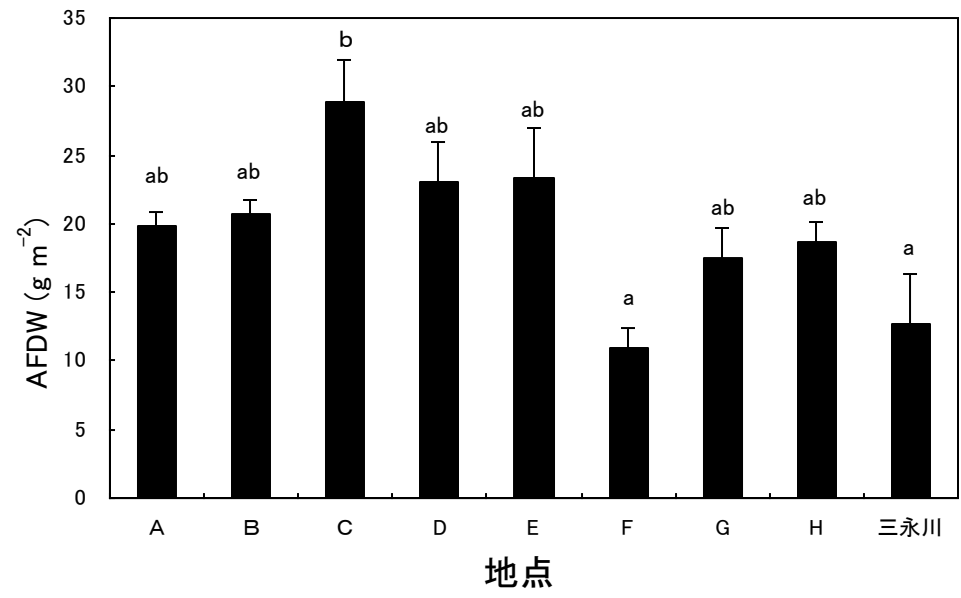
G

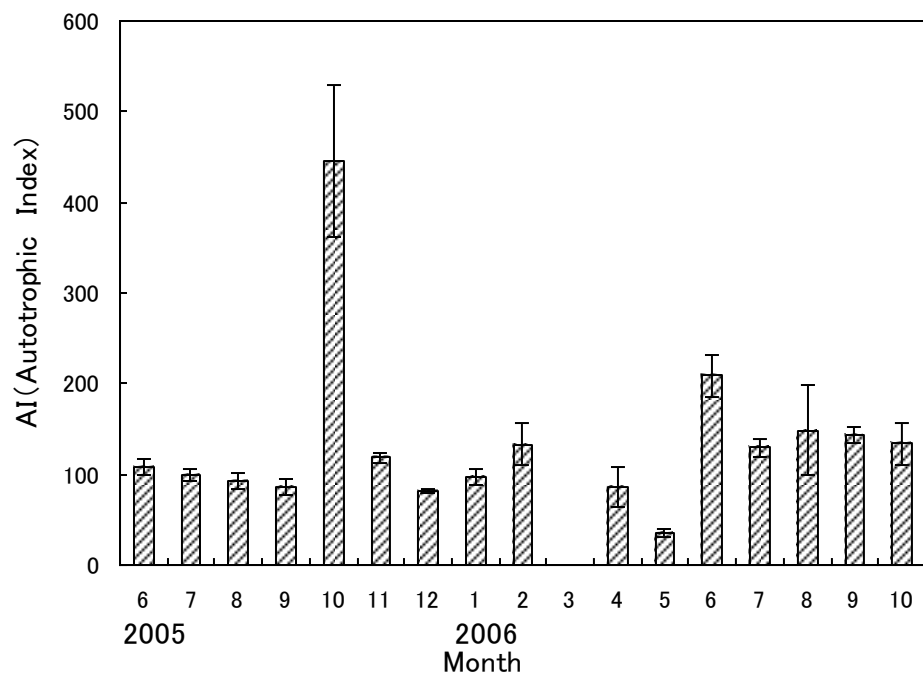
H

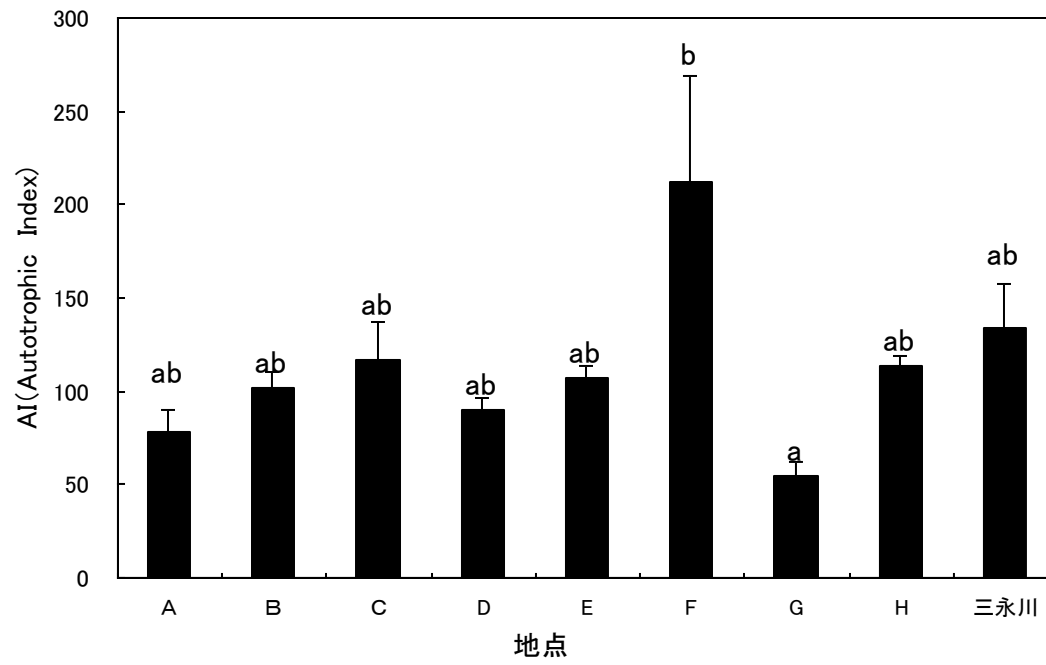


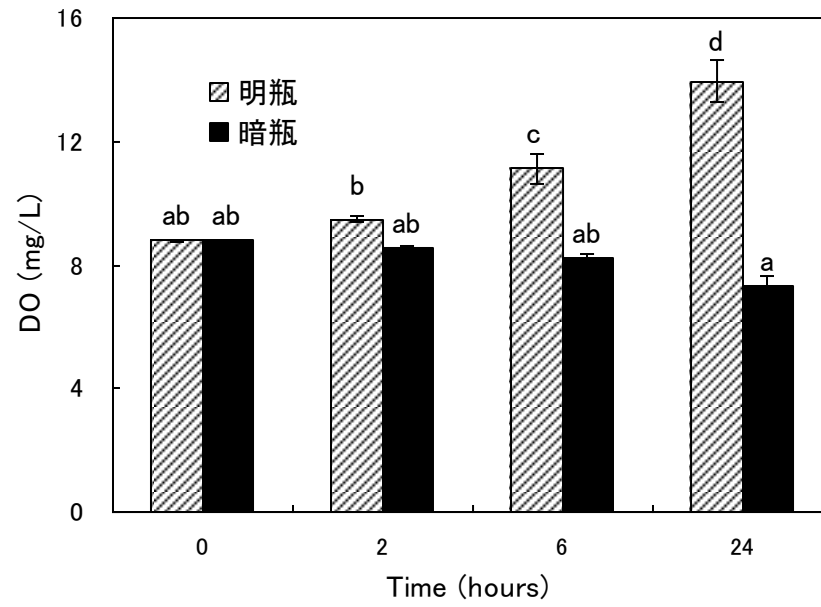


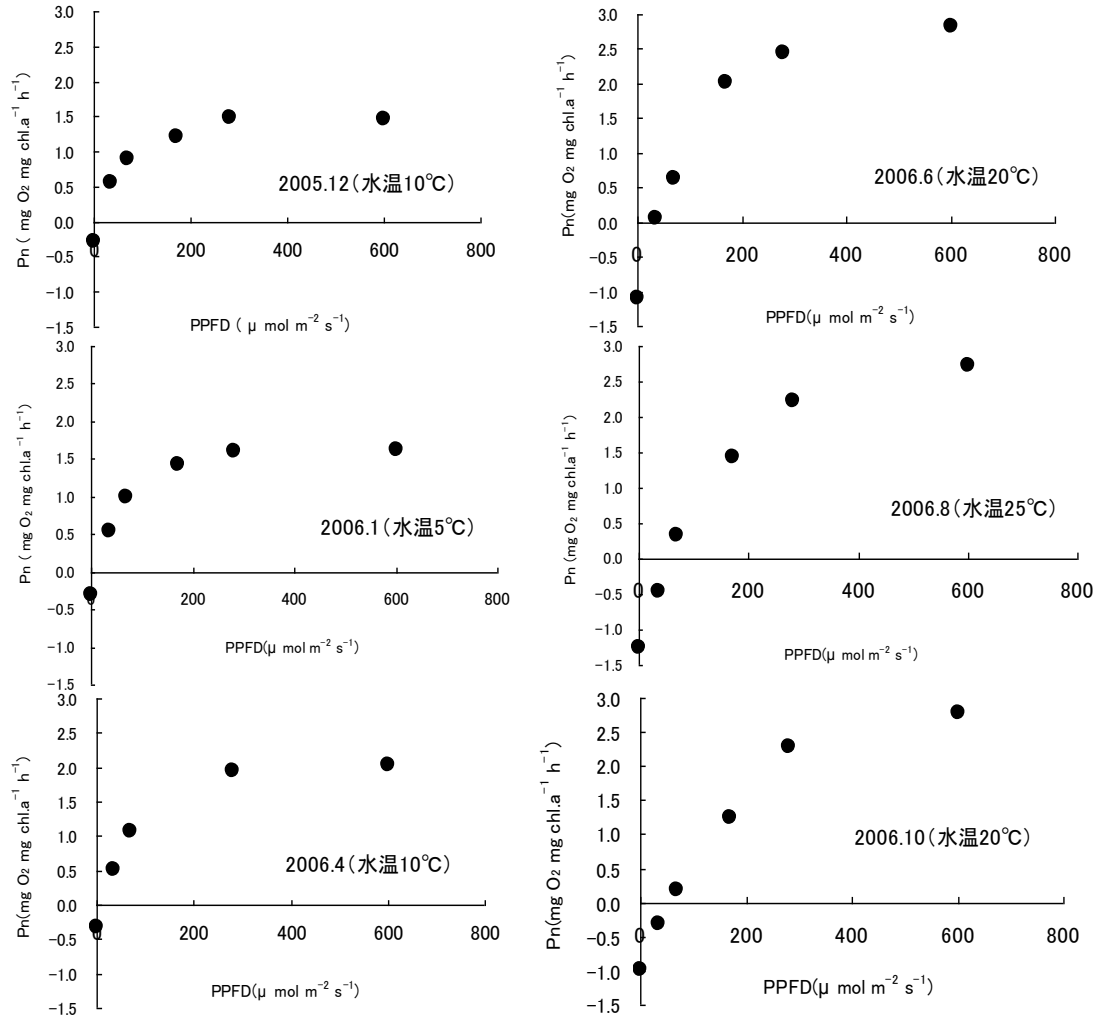


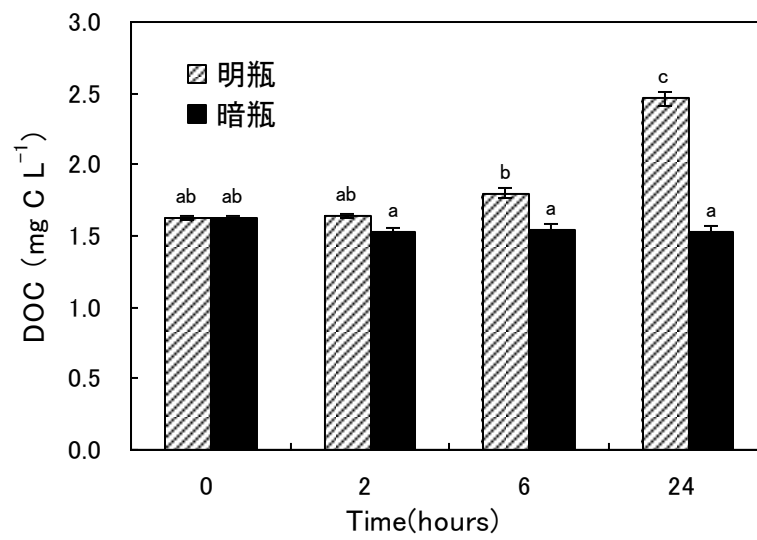


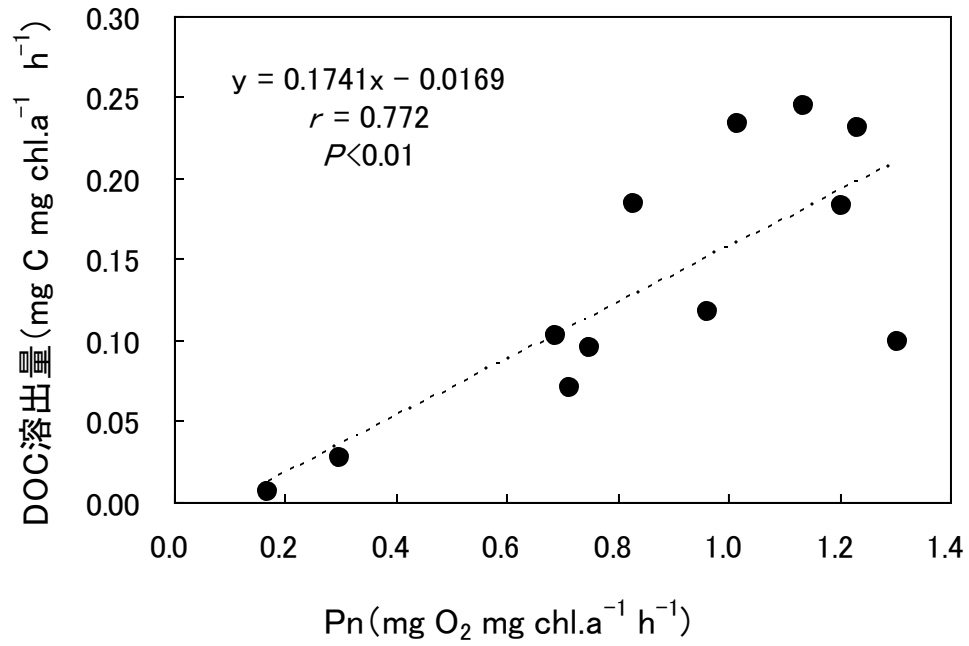












Month	12	1	4	6	8	10
<i>a</i>	0.022	0.018	0.014	0.009	0.004	0.004
<i>b</i>	0.042	0.040	0.036	0.043	0.026	0.022

