

JP 河川生態學-2 LINCAD

第1章 關於河川環境

第2章 河川中的物質流動

2.1 有機物的流動

- 2.1.1 概述
- 2.1.2 從流域供給的有機物
- 2.1.3 河川下游方向有機物的變化：河川連續體假說
- 2.1.4 下游有機物的時間變化
- 2.1.5 有機物的物理化學特性
- 2.1.6 河川內有機物的分解・變性過程
- 2.1.7 有機物與生物群集的關係
- 2.1.8 結語

2.2 營養鹽的流動

- 2.2.1 營養鹽概述
- 2.2.2 河川輸送的物質
- 2.2.3 營養鹽
- 2.2.4 氮
- 2.2.5 磷
- 2.2.6 矽
- 2.2.7 限制性營養鹽
- 2.2.8 營養鹽螺旋
- 2.2.9 土地利用對河川營養鹽循環的影響
- 2.2.10 從陸地到河川再到海洋的營養鹽傳播效應

2.3 大型有機物(倒流木)

- 2.3.1 概述
- 2.3.2 大型倒木在總有機碳流出量中所佔的比例
- 2.3.3 大型有機物的生產・滯留・流出

第3章 河川生物的生態

第4章 支撐河川生物多樣性的機制

第5章 威脅河川生態系的課題與未來展望

第2章 河川中物質的流動

2.1 有機物的流動

2.1.1 概述

河川有機物的流動反映了流域內各種過程。有機物是以碳為基本骨架的蛋白質、多醣類、脂質等化合物的總稱，河川中也存在許多肉眼可見的有機物，如落葉、木片、碎屑等。

原本這些有機物都是由流域內生物所產生的物質，在河畔林或河川內經歷各種分解作用後移入並順流而下。河岸供應的落葉就是一個明顯的例子。其生產源的落葉闊葉樹據說有數千萬年以上的演化歷史，在落葉供應較多的河川中，河川生物群集也經過長期歲月適應，能夠有效利用所供應的落葉。

其結果是，河川中形成了其他生態系所沒有的獨特物質循環過程。

也就是說，河川中的有機物也是水生生物利用的資源。例如，在上游河川中，從周圍流入的落葉等有機物成為水生動物的主要食物，食物鏈由流入的有機物所支撐。這種食物鏈稱為腐食鏈，與一般所知的以一次生產（光合作用）為基礎的食物鏈（生食鏈）不同。河川中可以看到腐食鏈和生食鏈兩者。因此，河川內的有機物動態成為了解該地生物群集和食物鏈的重要資訊。決定生物種類和生物量的要素不僅限於餌料資源，還有棲息地的物理條件、水質、日照、種間關係等眾多因素，但其中作為餌料資源的有機物是構成水生動物身體的元素，也是能量來源。此外，有機物動態涉及細菌和真菌等微生物，到動植物浮游生物、水生昆蟲、魚類等許多生物。因此，有機物是河川生態系的重要構成要素，與流域環境和生物群集有密切關係。

本節將針對河川中常見的一般有機物，不僅從供應過程，還從其特性和分解過程，以及與生物群集的關係來進行解說。有機物的流動與河川的地形分類和流域網絡有密切關係，對於了解後述水生生物的生態也很重要，希望能在意識到這些關聯性的同時加深理解。另外，可稱為大型有機物的倒流木將在2.3中解說。

需要注意的是，在都市化和工業化進展的流域中，原本看不到的有機物也會流入河川，但本節將以流經自然豐富流域環境的河川為中心，解說有機物的流動及其生態學作用。

2.1.2 流域供應的有機物

A. 以供應源為重點的分類

河川因單方向的流動導致物質的移出入十分顯著，因此河川生態系是空間和時間變化很大的動態系統。以供應源為重點來看，河川的有機物可依其生產者分為兩種：①周圍森林或河畔林等陸上生態系的生產者，以及②藻類或水生植物等河川內的生產者。

在河川生態學中，來自陸上生物的稱為他生性或外來性（allochthonous），他生性有機物包括落葉、落枝、果實、土壤有機物等。另一方面，來自河川內生物的稱為自生性或本地性（autochthonous），其起源包括藻類、水生植物、河床附著膜、水生動物（脫皮殼、死骸）等。

如後所述，供應的有機物在河川內經歷分解和再生產等各種作用後順流而下，因此經常變化。然而，河川供應的有機物的形狀和生物利用性等物理化學特性是由其起源決定的。而且，這些特性是決定河川內有機物輸送和生物作用等的主要因素，因此了解有機物的起源對於理解河川內有機物的動態（輸送和分布）或與生物群集的相互作用是有效的。此外，來自高等植物的有機物因為難分解，長期保持起源由來的分子結構的情況很多，對於追蹤河川下游域和沿岸域有機物供應經路也很有用。

B. 依大小的分類

有機物的大小對於理解其在河川內的移動和與生物的關係很重要。一般在河川生態學中，常依大小將有機物分為4類（分畫），分離出的稱為畫分。如圖 2.1-1 所示，大致分為①溶存有機物、②微細有機物、③粗大有機物、④倒流木。

最小的是溶存有機物（dissolved organic matter：DOM），指溶解在水中的有機分子，一般是通過孔徑約 1 μ m 濾紙的物質。1 μ m～1mm 的粒狀態為微細有機物（fine particulate organic matter：FPOM），1mm 以上的為粗大有機物（coarse particulate organic matter：CPOM），以及大型的倒流木（large woody debris：LWD）。

DOM 主要來自雨水、森林、土壤、藻類、微生物等。河川中自生性 DOM 的大部分來自藻類或水生植物，包含細胞構成物質的蛋白質、多醣類、脂質等。另一方面，代表性的他生性 DOM 是土壤來源的高分子物質群腐植物質，在平水時 DOM 的主要成分多為腐植物質。可溶性的腐植物質分為腐植酸和富里酸，腐植酸是在酸性（pH 2 以下）條件下沉澱的物質，富里酸是在 pH 2 以下也能溶解的有機物。但是，腐植物質的元素組成和化學結構會因流域環境（流域植生、氣候、土壤特性等）而不同。

FPOM 中也混合著多樣的有機物，包含土壤來源的微細有機物、破碎的 CPOM、剝離的河床附著膜、水生動物的脫皮殼和排泄物等。

CPOM 由落葉和木片等構成，落葉會根據河岸、瀨、淵等流動和河床條件進行順流而下和堆積，因此在河道中呈偏在分布。而且，落葉在落葉期集中從河畔林供應，因此顯示明確的季節變化。需要注意的是，在人為影響小的日本河川中，流量穩定狀態下，DOM 大致在 3mgC L^{-1} 以下，FPOM 為 $0.05\sim 1\text{mgC L}^{-1}$ ，CPOM 多在 $0.001\sim 3\text{mgC L}^{-1}$ 以下。

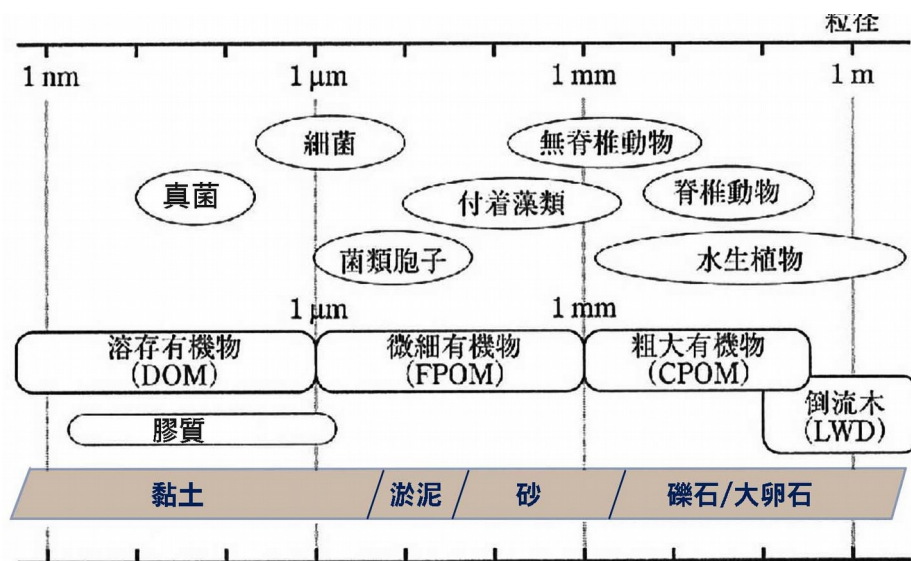


圖 2-1-1 河川中有機物分類圖

C. 有機膠體的存在

溶存有機物中存在高分子的有機膠體（約 $1\text{nm}\sim 1\mu\text{m}$ ），膠體表現出與電解質不同的行為（布朗運動、凝集沉澱等），因此有時與低分子的溶存有機物區別處理。代表性的有機膠體有腐植物質（腐植酸、富里酸），是來自土壤和濕地的分子量數百～數百千道爾頓的天然有機物總稱。

另外，專門書籍和論文中多將有機物與無機物區別解說，但實際上粒狀有機物是以有機物和無機物的混合態存在於河川中。特別是微細有機物和有機膠體，常

在有機物內部含有黏土和粉砂等礦物，或相反地在懸浮砂表面附著有機物膜的情況很多，嚴格分離兩者在作業上是困難的。因此，為了理解河川的有機物動態，意識到與無機物的相互作用進行調查和分析是重要的。

2.1.3 河川順流而下方向的有機物變化：河川連續體假說

A. 河川連續體假說的基礎

河川從水源到河口形成網絡狀，有機物的起源也會隨著海拔和河道地形連續變化。溫帶河川的情況下，水源多在森林域，河川的中下游部流經扇狀地和平野部注入海中（參照圖 1.2-8）。沿順流而下方向河岸植生和河川內的生物群集會變化，相應地有機物起源和生物作用也會變化，因此流經河川的有機物也在質量上連續變化。

在溫帶河川流域中，上游域主要是來自落葉，以及落枝、果實、小動物、土壤等的他生性有機物較多，中下游域則多為附著藻類和水生植物等河川內生產的自生性有機物佔優勢。這種沿順流而下方向的有機物和底棲動物群集的變化，被整理為河川連續體假說（River Continuum Concept）（圖 2.1-2）。

在這個假說中，河川被說明為有機物供應和能量平衡對應周圍環境，從上游到下游連續變化的一個系統。

例如，上游部因河畔林繁茂，河川內的光合作用受到限制（樹冠效應），由於落葉等有機物的供應較多，以他生性有機物為基礎資源的破碎食者（shredder）佔優勢，腐食鏈（碎屑循環）盛行。

相對地，中游部因河寬擴大，藻類和水生植物的生產增加，生食鏈（放牧循環）發達，利用附著藻類的水生動物（刮食者，grazer）容易定著。

而下游域因順流而下的懸浮物增加且水深較深，河川內的一次生產量減少，依賴從上游供應的相對較細的有機物，收集食者（collector）佔優勢，腐食鏈再度盛行。

河川連續體假說雖然只是概念性假說，但理解這個概念後，就能夠進行流域內或流域間的物質動態和底棲動物群集的比較和相對化。在美國的小田納西河，針對河川次數 1~5 次的區間進行有機物調查和模式化。在這個事例中，從水源到約 20~30km 程度的區間有大量落葉供應，約 40km 以下的下游藻類生產佔優勢。在以山地森林為水源的日本河川中，也可以推測原本有許多河川會出現這個假說所示的順流而下方向有機物變化模式。

B. 實際河川的有機物流動

現實中並非所有河川都如河川連續體假說那樣沿順流而下方向連續變化。例如，在寒冷地區和乾燥地區等，他生性有機物的供應過程與溫帶域不同。即使在溫帶域，如果有水壩和堰，物質和能量動態就會不連續。橫斷構造物造成的河川不連續化被整理為不連續系假說（Serial Discontinuity Concept），已知水壩造成的河川分段化會對有機物流動和水生生物群集產生變化。

這些是 POM 的流動，DOM 和有機膠體也可以推測有順流而下方向的變化。但是，闡明其實態的調查研究很少，期待今後的報告。

C. 個別有機物的順流而下形態

到此為止介紹了流域尺度的有機物流動。那麼，個別有機物會採取什麼樣的順流而下形態呢？

從筆者等進行的實際河川落葉順流而下實驗結果來看，流量在 $8\text{m}^3\text{s}^{-1}$ 以下的情況下，表示順流而下方向單位堆積比例的落葉貯留係數在 $3.5\times 10^{-3}\sim 6.8\times 10^{-3}\text{m}^{-1}$ 範圍內，貯留係數不論樹種（落葉形狀）幾乎一定。另外，也顯示河川內的落葉動態受到河道形狀、流量、坡度等影響，流量越大河道形狀越複雜，貯留係數就越增加。其要因包括深潭造成的水流滯留以及急瀨和河岸的存在。而且，也暗示在接近水源的河川區間（河川次數 1~2 次）落葉供應佔優勢，但落葉被貯留並以生物利用為主的場所是其下游河川次數 3~4 次的區間。另外，水分含量少的落葉和風乾的落葉等，即使落到水面也大多會在水面漂浮 15 分鐘。

也就是說，從河岸移入的落葉首先在水面漂浮的同時，進行順流而下或在水深較淺的急瀨和河岸被捕獲的狀態下，在逐漸增加含水率的期間，微生物的分解作用也會進行。這種在河川內集積的落葉群稱為凋落物堆（litter pack）。

2.1.4 順流而下有機物的時間變化

A. 濃度的變化

河川生態系是因季節和出水而在時間上也變化的動態系統。舉例來說，林床堆積的落葉在降雨時被表面流出水帶入河川，進一步在河道內隨著流量增加會發生堆積落葉的捲起等變化。

調查河川 POM 濃度變動的事例雖然不多，但在森林域的小河川中，CPOM 的有機碳濃度為 $0.02 \sim 0.12 \text{ mgC L}^{-1}$ ，在溫帶域的洪水氾濫原，包含洪水時的變動在內為 $0.001 \sim 3.0 \text{ mgC L}^{-1}$ ，如報告所示，大型有機物在洪水時有時會達到低水時 1,000 倍以上的濃度。

在自然豐富的溫帶河川中，作為一個調查事例，圖 2.1-3 顯示了降雨引起流量增加時中游域（流域面積：2,300 km^2 ）有機物通量的推定結果。在任何季節流量少且穩定的條件下，作為 DOM 順流而下的有機碳佔全有機碳的 8 成左右，但在出水時 FPOM 順流而下量會變成 DOM 的 10 倍以上。也就是說，可以了解 FPOM 和 CPOM 的濃度和順流而下量比 DOM 更敏感地反應流量變動。粒徑 63 μm 以上的粒狀有機物在峰值前比例較高，暗示出水初期從地表面粒狀有機物的集中流出。

另外，在上述河川推定 3 年間的合計輸送量結果，粒徑別比例為 DOM 16%、FPOM 84%、CPOM 0.0084%，作為輸送到下游域有機碳形態，FPOM 較多。進一步考慮 FPOM 輸送的時機，洪水時的輸送量佔全期間輸送量的近 9 成。因此，考慮與下游域、河口域、沿岸域等生態系的關係時，評估平均流量以上，也就是包含出水時的物質動態是重要的。

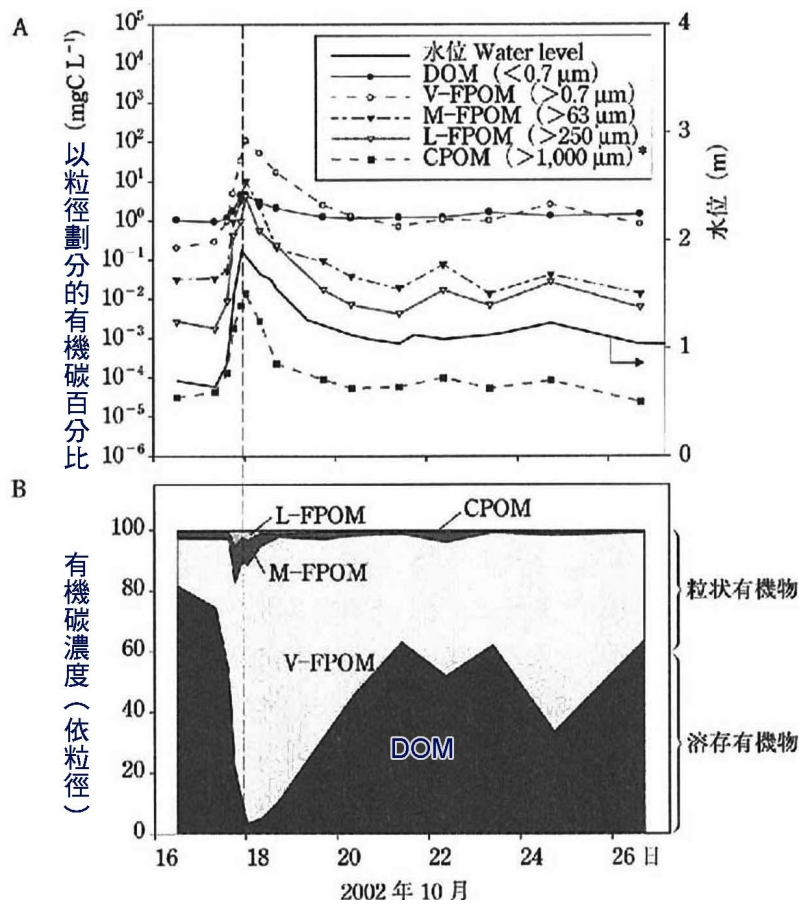


圖 2-1-3 洪水期間河川中游有機物濃度和特徵的變化範例（義大利東北部塔利亞門托河中游） A：以粒徑劃分的有機碳濃度，B：以粒徑劃分的有機碳佔總有機碳的百分比，（技報堂出版社，2007）

B. 起源的變化

在 FPOM 中，針對粒徑 63~250μm 的畫分，根據穩定同位素比（參照 4.5.6）和元素組成比等組成資料進行起源推定的結果，不僅濃度，起源也在變化。流量穩定時其起源是藻類來源的自生性有機物和落葉等他生性有機物的混合物，但流量增加越多，土壤來源的有機物，也就是被認為來自森林和天然堤的有機物就越增加。這種起源變化在 DOM 中也被認為同樣發生。

起源別比例推定的方法本身需要提高精度，但透過有機物起源的推定，可以理解附著藻類對有機物輸送的作用和供應到下游域的有機物特性。另外，推定有機物起源也連結到有機物化學特性的闡明，因為顯示流域與河川，進而與沿岸域的連結，對於理解河川的網絡功能是重要的。

C. 流量的變化：蓄積與流動

著眼於流量，一般河川生態系可以區分為穩定期和攪亂期。流量穩定期間河床和水質穩定，因此包含生物作用在內的物質轉換變得活躍。當然河川的水持續流動，但生物作用的物質轉換應該在這種穩定期活性化。相反地，流量增加發生洪水般急劇流量變動時，生物作用不太能期待，物質輸送佔優勢。這就是所謂蓄積與流動的概念。

到目前為止許多河川環境評價是基於期待生物作用的流量穩定期調查，但強烈的時間變動性是河川生態系的特徵，為了理解生態系的連結和對下游域生態系的影響，也需要流動佔優勢的時間帶有機物動態的資訊。在考慮水壩對河川的影響時，意識流量穩定期的生物群集觀點和出水時的物質輸送兩者也是不可缺少的。

2.1.5 有機物的物理化學特性

A. 構成元素及與溶存態物質的作用

因為有機物的起源是生物，有機物的主要構成元素是碳、氫、氧、氮、磷等生物生產所需的生元素。有機物粒子一般附著砂土和黏土等礦物，相反地，砂和砂土等礦物在表面結合、附著有機物和微生物。因此，有機物作為包含礦物粒子的複合體存在。

河川中與有機物相關的物質動態，不僅有有機物所含元素的轉換過程，還有與水中存在的其他粒子和溶存態物質的相互作用。例如，以礦物質為代表的溶存態物質與粒狀有機物之間經常發生吸附和脫附等，周圍水的溫度、pH、氧化還原電位等物理化學條件密切相關。

河川中形成多樣的水流（瀨淵構造、水潭、伏流水等），根據流域也存在湖沼和水庫湖等。因此，這種多樣的水文學和水理學條件作用於水的物理化學條件，進而影響包含有機物在內的各種物質動態。

B. 凝集・沉澱與金屬吸收

作為與有機物相關的重要過程，已知有機物的凝集・沉澱和有機物的金屬吸附。

河川水中存在的有機物和無機物雙方表面多帶負電荷，因此凝集・沉澱不易發生。但是在海水侵入的河口附近等鹽濃度變高的環境中，高濃度陽離子的電荷中和容易使有機物和無機物凝集，微細有機物和溶存有機物經常沉澱。

另外，據說河川的有機物具有吸附・結合鐵和錳等重金屬的性質。關於這個機制還有許多未解明之處，但已知腐植酸和富里酸等腐植酸含有許多結合金屬（錯體形成）的化學結構，有機物表面的特性與其他物質的輸送有密切關係。

2.1.6 河川內有機物的分解・變性過程

A. 生物作用與物理化學作用

河川的有機物一方面是生食鏈的結果，另一方面也是支撐腐食鏈的基礎。作為基礎的有機物成為水生生物所需能量和元素的供應源。因此，河川供應的POM在被流動輸送到下游域的同時，被微生物和底棲動物等水生生物利用，透過生物作用POM一般會縮小其大小，化學組成也會變化。這個過程稱為有機物的分解和變性，關於落葉已進行許多分解實驗。

關於DOM，不僅有生物作用，在水域環境中也確認發生光分解等物理化學分解作用。因此，為了理解河川中有機物的流動，需要同時調查其量的變化和質的變化。

B. 有機物的分解過程

a. 重量的變化

CPOM的情況，首先發生①可溶性物質的溶出，其後受到②物理破碎、③微生物分解、④水生動物攝食的作用，細粒化進行。特別是落葉的情況，受到細菌和真菌類的分解作用（定著・增殖・分解）後有機物變軟，且蛋白質含量增加，因此成為水生動物容易利用的狀態。這個過程稱為調節作用（conditioning）。

需要注意的是，在河川生態學中粒狀有機物的分解過程，不限於微生物分解，多指包含這4個作用的概念。

另外，POM在河川內受到分解作用時，隨時間大小變小，分解過程中有機物的重量多以一次反應式表示。也就是時間t的有機物乾燥重量設為M(t)時，其時間變化為

$$M(t)=M(0)\exp(-kt)$$

可以近似。這個式子的參數k（day⁻¹）稱為分解速度係數，成為某個粒狀有機物在特定條件下受到分解作用時分解速度的指標。需要注意的是，詳細調查有機物分解過程時，也可能將①～④的個別作用各自以指數函數模式化。

b. 組成的變化

粒狀有機物在分解過程中也會改變其組成。作為微生物和水生動物分解過程的一般傾向，已知以木質素為代表的難分解性結構隨分解過程進行越佔優勢，隨時間分解速度降低。因此，有機物重量的分解過程多使用一次反應式。

另外，也顯示水生動物的消化・排泄作用也會促進難分解化。作為實驗例，圖 2.1-4 顯示給端足類（Gammarus spp.）餵食調節後的 5 種 CPOM 時木質素含量和碳/氮比（C/N 比）的變化。結果顯示，生成的所有 FPOM 與端足類轉換前的 CPOM 相比，呈現較低的 C/N 比和較高的木質素含量。轉換後，FPOM 的 C/N 比約 20~30，木質素含量在 400mgC⁻¹ 以上。因為木質素難分解，可以了解 FPOM 與 CPOM 相比微生物分解進行得較慢。

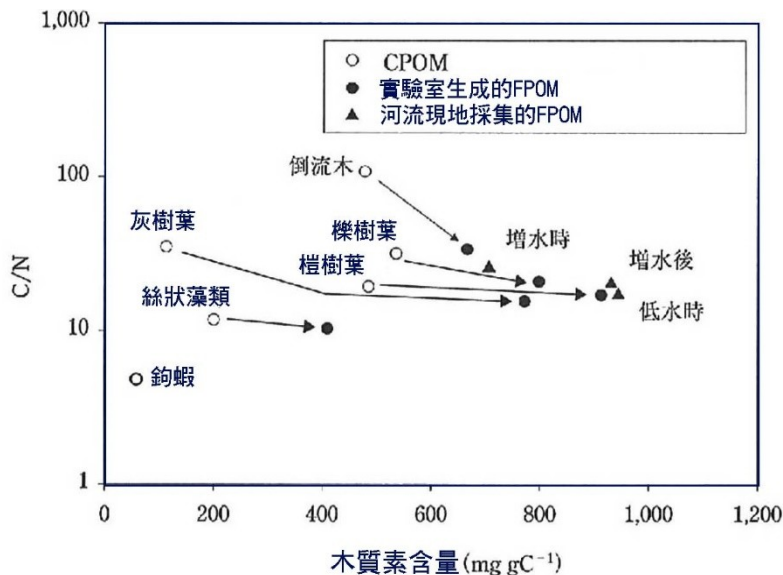


圖 2.1-4 端足類動物將各種 CPOM 轉化為 FPOM 過程中 C/N 比和木質素含量的變化
河川水質與生態系（大垣真一郎編），技報堂出版社. 2007

C. 生物利用性的評價

如上所述，有機物分解過程與河道內的有機物貯留有密切關係。一般認為 CPOM 移入河川後的分解過程，主要按可溶性成分的溶出、微生物分解、底棲動物攝食的順序進行。將這些生物・化學現象與有機物的移動方式重疊，就能夠評價 CPOM 的生物利用性。例如，落葉多為乾燥狀態，因此落葉移入河川直後在川面漂浮的同時逐漸提高含水率，同時可溶性成分溶出到水中。

另外，初期漂流狀態的生物作用很小，被認為從漂流狀態以某種形式被捕獲後才能被生物利用。透過貯留使微生物的定著・增殖（調節作用）成為可能，變得容易被底棲動物利用。在流域尺度考慮時，在出水頻發的河川中，CPOM 在河川內完全分解・轉換前就被輸送到下游域的湖沼和海域等。

2.1.7 有機物與生物群集的關係

整理河川生態系中有機物的作用，主要作用可分為①水生動物棲息地的形成、②對流域和海域的物質輸送、③對微生物的能量和營養鹽供應、④對水生動物的能量和營養鹽供應。

A. 棲息地形成與物質循環

水生動物棲息地的形成，例如倒流木改變流動形成深潭的作用，這種作用使粒狀有機物容易堆積。落葉等 CPOM 也被攜巢型毛翅目（石蛾科、溝石蛾科等）作為巢材利用。

另外，有機物不僅是有機碳，還與其中所含的營養鹽和微量元素等生元素一起被輸送到下游域和沿岸域。而且，在被輸送的場所被微生物和水生動物作為餌料資源利用。

B. 與生物的相互作用

有機物受到各種生物作用。例如落葉的情況，首先細菌和真菌類等定著在有機物表面和內部增殖。微生物分解進行到某種程度後，主要被底棲動物中的石蛾科和大蚊科等破碎食者利用。已知能夠以落葉為餌料利用的種類在毛翅目和襀翅目中較多。

落葉成為這種動物的餌料資源，被破碎、消化、排泄後變化為更小的 FPOM 和 DOM。在這個過程中，CPOM 的一部分成為破碎食者和收集食者個體的構成物質，一部分被微生物完全分解轉換為二氧化碳，再次被利用於藻類和植物的生產。

另外也已知細菌和真菌類等微生物直接將 CPOM 和 FPOM 分解為 DOM，除此之外，對河床微生物膜的附著和其剝離也是決定河川有機物動態的重要過程。

粒狀有機物是水生動物的主要餌料資源，因此在河川生態系的物質循環中發揮重要作用。特別是在從陸上生態系有大量物質流入的上・中游域，如河川連續體假說所說明的，許多水生生物被認為依賴陸上來源的 CPOM。

FPOM 也是底棲動物的主要餌料資源，存在對應其存在狀態的可攝食底棲動物（攝食機能群）（圖 2.1-5）。例如採集食者（堆積物採集食者）利用堆積的 FPOM，濾過食者在河床張網捕捉順流而下的 FPOM 利用。此外，在部分河川也報告破碎食者的攝食行動（破碎・排泄）產生的 FPOM 是採集食者和濾過食者的

重要餌料資源。在森林面積比高的日本，主要以陸上來源粒狀有機物為餌的毛翅目種類很多，確認有 400 種以上。

這種水生動物被認為是為了適應不同粒徑的有機物而演化，相對較大的有機物在被反覆作為餌料資源利用的同時被輸送到下游。而且，從流域內供應的有機物對汽水域和沿岸域的生物生產也是不可缺少的。

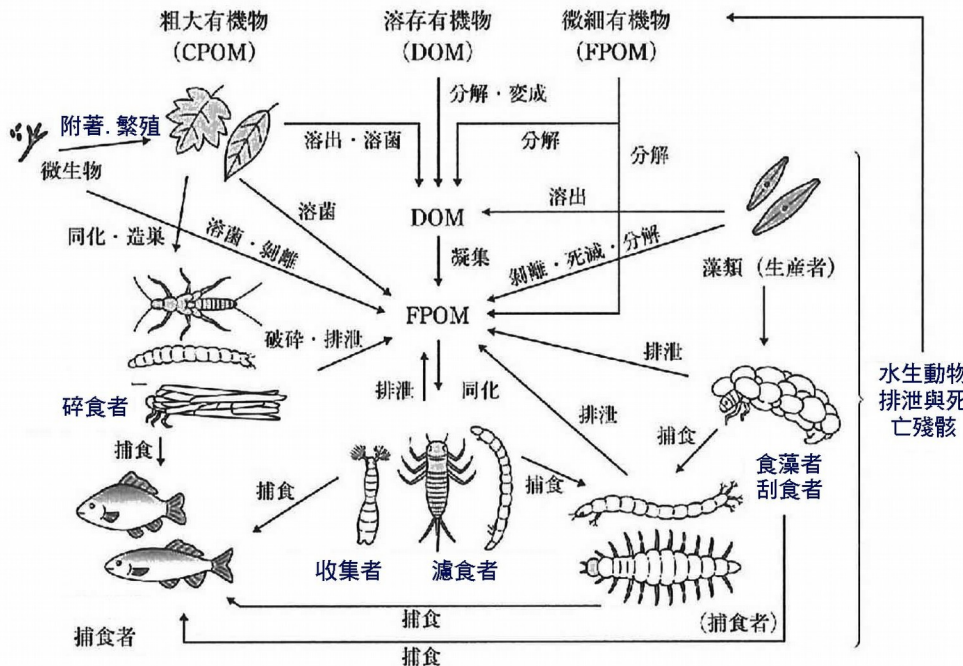


圖 2.1-5 河川中有機物與水生生物及食物鏈的關係

2.1.8 結語

河川中有機物的流動可以說與河岸植生和水生生物的生態有表裡一體的關係。也就是說，河川有機物的生產源是流域內的生物，同時有機物支撐著河川的生物群集。因此，有機物的流動是理解河川生態系物質動態、能量流動、生物群集的重要要素。

這種以有機物為中心的生態系闡明從 1960 年代開始正式開始，至今已累積許多研究成果。但是，有機物的移動、微生物作用、分子結構等未解明的部分還很多。此外，有機物動態與人類活動造成的地區或地球規模環境問題也有密切關係，為了河川環境管理也需要進一步闡明有機物的流動及其功能。

2.2 營養鹽的流動

2.2.1 概述

河川生物的物質代謝（生產和分解）依賴從陸域和上游運來的營養鹽供應。這意味著流域的環境變化容易改變下游河川的生態系功能。另外，營養鹽的一部分透過河川生物的代謝轉變為不同物質，或從水中被除去。這種營養鹽的轉換過程有時也會對沿岸域的食物鏈產生波及效應。本節將解說河川中營養鹽的輸送動態。

2.2.2 河川運送的物質

A. 河川水中的物質

河川水是由作為雨或雪降落到地表面的降水所涵養。降落到流域的降水在流出到河川之前會溶解各種物質。因此，受到流域的地質・土壤和土地利用，進而河川內生物的影響，河川水的化學組成會變化。另外，水的蒸發也會濃縮溶解成分，因此乾燥地區和濕潤地區的河川水化學組成有很大不同。降水量多的日本河川不容易發生蒸發濃縮，與大河川相比溶解成分的濃度一般較低。

河川水中存在溶解在水中的溶存物質和懸浮的粒狀物質。兩者是操作上區分的，多將通過孔徑 $0.45\sim 1.0\mu\text{m}$ 濾紙的物質作為溶存物質，將比這更大的畫分作為粒狀物質分類。另外，溶存物質和粒狀物質各自都包含無機物和有機物。因此，河川水中的物質可以根據大小和化學形態分為①溶存無機物、②溶存有機物、③粒狀無機物及④粒狀有機物 4 類（表 2.2-1）。溶存無機物中也存在氧（ O_2 ）和氮（ N_2 ）分子等非電解質的氣體成分，但大部分由在水中電離為陽離子和陰離子的電解質成分（溶存離子）佔據。本節解說的營養鹽大部分也是無機鹽類在水中電離為離子的溶存無機物。

B. 河川水中的主要溶存無機物

溶存無機物的主要成分是鈣（ Ca^{2+} ）和鎂（ Mg^{2+} ）、鈉（ Na^+ ）、鉀（ K^+ ）等陽離子，以及氯離子（ Cl^- ）、硫酸離子（ SO_4^{2-} ）、碳酸氫離子（ HCO_3^- ）等陰離子。除此之外，矽（Si）在溶存無機物中佔的比例也很高。溶存矽雖然也可以電離的矽酸離子（ H_3SiO_4^- ）形式存在，但主要以原矽酸（ H_4SiO_4 ）和其脫水縮合的多聚體矽酸，進而縮合進行的膠體狀矽酸形式存在。

溶存離子的大部分來自降水和岩石・土壤，也由河川中有機物和生物死骸的分解產生。其中，化學風化的礦物酸加水分解和土壤中的陽離子交換產生的較多，溶存離子的濃度和組成受流域的地質和土壤特性很大影響。例如，在方解石（ CaCO_3 ）和白雲石（ $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ）等易風化的碳酸鹽礦物廣泛分布的流域，風化產物 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 、 HCO_3^- 在河川水中的濃度較高。

表 2.2-1 水中氮素與磷的主要形態

元素	狀態	名稱	代表物質
氮	粒狀物	無機物 粒狀無機氮	吸附氮
		有機物 粒狀有機氮	生物體、生物殘骸（碎屑）
	溶解物	無機物 溶解無機氮	NH 、 NO_2 、 NO
		有機物 溶解有機氮	胺基酸、尿素
磷	粒狀物	無機物 粒狀無機磷	吸附態磷、礦物態磷（磷灰石）
		有機物 粒狀有機磷	生物體、生物殘骸（碎屑）
	溶解物	無機物 溶解無機磷	PO 、 HP04 、 H2P04 、 H3P04 。 聚合磷酸
		有機物 溶解有機磷	含リン有機化合物

*氮氣（ N_2 ）是一種溶解在水中的無機物質，但通常不包含在溶解的無機氮（DIN）中。

2.2.3 營養鹽

河川中存在各種物質，其中對生物代謝・成長・增殖不可缺少的元素稱為必需元素。必需元素包括用於維持生物體結構的元素（ C 、 H 、 O 、 N 、 P 、 S 、 Si 、 Ca ）和參與跨生體膜離子輸送和滲透壓調節的元素（ K 、 Na 、 Ca 、 Cl 、 Mg ），以及包含在參與生體反應的金屬酶中的元素（ V 、 Cr 、 Mo 、 Mn 、 Fe 、 Co 、 Ni 、 Cu 、 Zn 、 B 、 Sn 、 Se 、 F 、 I 、 Mg ）。河川生物中藻類和水生植物等獨立營養生物和微生物（真正細菌、古細菌、真菌等）主要透過取入水中的溶存離子來同化必需元素。必需元素的供應不足時，這些生物的代謝・成長速度會降低。在對生物不可缺少的必需元素中，特別是對生物需求量容易不足的無機鹽類稱為營養鹽（nutrient）。

對許多河川生物重要的營養鹽是溶存無機氮（dissolved inorganic nitrogen：DIN）和溶存無機磷（dissolved inorganic phosphorus：DIP）（表 2.2-1）。另外，對矽藻類而言溶存矽（dissolved silicon：DSi）也很重要。特別是 DIN 和 DIP 雖然是河川生物大量需要的，但水中濃度較低，經常成為生物代謝的律速因子。這

是因為氮和磷被陸上植物和微生物利用，或吸附到土壤粒子，因此難以流出到河川。另一方面，也有因陸域人類活動使氮和磷濃度大幅上升的河川，經常成為引起富營養化的原因。河川中 DIN 由銨離子 (NH_4^+)、亞硝酸離子 (NO_2^-) 及硝酸離子 (NO_3^-) 構成，DIP 主要以磷酸離子 (PO_4^{3-}) 形式存在（表 2.2-1）。

氮、磷、矽是對河川生態系極為重要的營養鹽，因此在下一項以後將詳細了解這 3 個元素對河川的供應源和河川內的循環。

2.2.4 氮

生物從環境中取入無機氮合成胺基酸，或捕食其他生物得到的蛋白質分解攝取胺基酸。另外，氮也作為核酸和 ATP 的材料使用，對所有生物都是必需的。但是，產業革命以後人類活動的增大使河川氮濃度大幅上升，在各地引起問題。例如，從河川流入高濃度氮的沿岸海域頻發富營養化，在飲用混入硝酸離子的地下水的地區發生高鐵血紅蛋白血症等健康影響。

A. 河川無機氮的供應源

流入河川的氮大部分主要隨水的移動從陸域被運送。降水和氣膠等含有的氮成分沉降到陸域後與水一起到達地表，向谷地方向移動斜面。另外，在植生發達的流域，植物來源有機物分解產生的無機氮 (NH_4^+ 和 NO_3^-) 被滲透到土壤中的水和地表流運送到河川。最近，在接近都市部的森林流域，來自大氣的氮沉降量增加，據說河川的 NO_3^- 流出量在增加。與此相反，也有植物取入土壤中的 NH_4^+ 和 NO_3^- 以及脫氮除去 NO_3^- 等陸上生態系除去氮的過程。

這樣，陸上植物對河川既是氮的源頭（放出源），也是匯（吸收源）。從化學種來看，陽離子的 NH_4^+ 具有容易吸附到帶負電荷的土壤粒子表面的特性。另一方面， NO_3^- 不容易吸附到土壤。因此，流入河川和地下水的氮大部分由 NO_3^- 佔據。

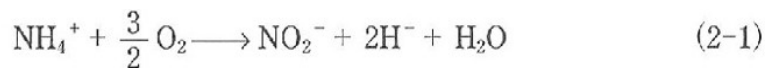
B. 河川內的氮循環

河川的氮循環涉及多樣過程，其循環經路複雜（圖 2.2-1）。氮在空氣中主要以分子狀氮 (N_2) 形式豐富存在，河川水中也作為溶存氣體存在。但是， N_2 反應性貧乏，能夠直接利用的只有具有異型細胞（異囊）的藍綠菌和固氮菌。這些固氮生物將 N_2 還原為 NH_4^+ 合成胺基酸。在 DIN 濃度低的河川和光線充足的中游河川，藍綠菌同化的 N_2 來源氮有時成為河川的重要氮源。

其他獨立營養生物和微生物主要利用銨離子 (NH_4^+) 和硝酸離子 (NO_3^-) 合成生體物質。同化到生體內的氮透過被消費者捕食移動到食物鏈的上位營養階

段，但最終會作為死骸和老廢物排出。排出的溶存有機氮（DON：尿素、尿酸、胺基酸等）被微生物無機化成為銨離子（ NH_4^+ ），再次被生物群集利用（圖 2.2-1）。

也有微生物為了獲得能量而利用溶存無機氮。化學合成獨立營養細菌的氨氧化細菌利用將銨離子（ NH_4^+ ）氧化為亞硝酸離子（ NO_2^- ）時得到的化學能量進行碳酸固定〔式（2-1）〕，生成的 NO_2^- 繼續被亞硝酸氧化細菌氧化為硝酸離子（ NO_3^- ）〔式（2-2）〕。這一連串反應稱為硝化（nitrification）。



硝化反應產生的 NO_3^- 被藻類和微生物同化，但一部分在無氧的厭氧環境中被硝酸還原菌還原為 N_2 。這是稱為脫氮（denitrification）的反應，是代替 O_2 以 NO_3^- 為電子受體氧化有機物，獲得能量的厭氧呼吸〔式（2-3）〕。



產物 N_2 被放出到大氣。因此，脫氮是使氮從河川內循環脫離，除去到大氣的重要反應經路。脫氮在厭氧環境進行，因此其活性在有機物豐富且容易氧氣枯竭的河床堆積物和深潭、倒流木捕捉的滯留物、停滯水域、繁茂的藻類墊等處較高。這樣，微生物的氮代謝在河川氮循環中發揮重要作用。

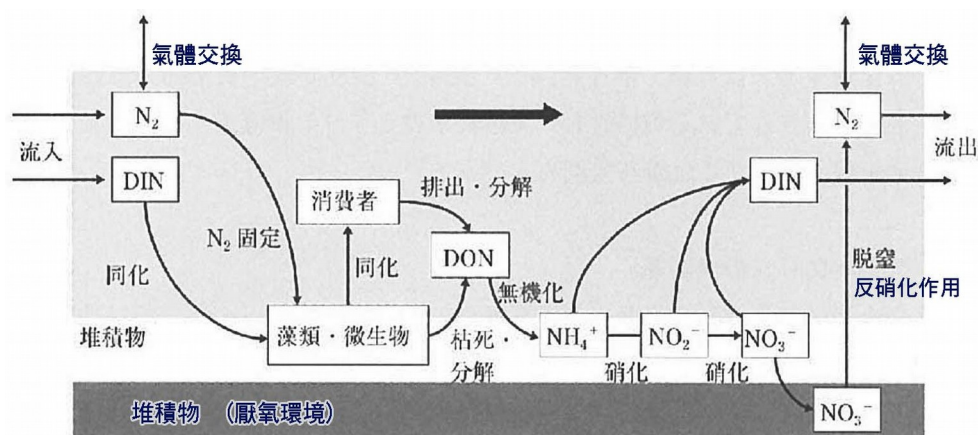


圖 2.2-1 河川中氮素的流動

上游或河畔、大氣、地下水流入的無機氮(DIN 或 N_2) 會被河床的生物同化, 經過食物鏈傳遞。生物體保持的有機氮, 最終會透過死亡、溶出、分解而無機化為 NH_4 , 再透過硝化反應氧化為 NO_2 或 NO_3 。生成的 DIN($=NH_4 + NO_2 + NO_3$) 會再次在水中流動, 但一部分的 NO_3 會在脫氮反應中以 N_2 分子的形式散逸至大氣中。

2.2.5 磷

磷大量包含在 DNA 和 RNA 等核酸和能量化合物 ATP、細胞膜的磷脂質中, 與氮同樣是所有生物不可缺少的元素。另外, 磷是河川生物容易不足的元素, 經常律速水生植物和藻類的生產。這從溶存無機磷(DIP) 濃度低的自然河川中河川一次生產受到抑制, 相對地生活污水使磷流入的河川中藻類引起大增殖可以明顯看出。

A. 河川磷的供應源

磷化合物幾乎不以氣體形式存在, 從大氣到陸域的沉降量非常小。因此, 磷酸鹽礦物(磷灰石等)的溶解成為河川重要的磷供應源。實際上, 在磷酸鹽礦物分布的流域河川 DIP 濃度較高。但是具有高負電荷的 PO_4^{3-} 容易吸附到土壤粒子表面的帶正電荷部位。此外, 透過與粒子化學結合, 吸附的 PO_4^{3-} 不容易脫離的特性。因此, 風化和有機物分解產生的無機磷大部分不容易流出到河川。河畔植生透過取入磷擔任抑制向河川磷流出的功能, 但河畔厭氧土壤脫附的 PO_4^{3-} 也會流出到河川。

B. 河川內的磷循環

DIP 大部分以磷酸(H_3PO_4)的電離形(特別是 PO_4^{3-})存在(表 2.2-1)。DIP 被獨立營養生物和微生物同化變化為粒狀有機磷(POP), 進一步被消費者捕食在食物鏈中傳播(圖 2.2-2)。與氮同樣, POP 經過排出・分解過程最終變化為溶存有機磷(DOP)。進一步, 透過微生物分解無機化為 DIP, 再次被河川生物利用。

除此之外, 磷還有透過從厭氧環境溶出回歸到水中的重要經路。在好氧環境中, 磷容易吸附到氫氧化鐵(III)成為不溶性沉澱($Fe(OH)_3-PO_4^{3-}$)。但是, 堆積物中氧氣枯竭時鐵還原菌將 Fe^{3+} 作為厭氧呼吸的電子受體還原, 伴隨這個過程磷脫附。這種從底泥到水中的磷溶出稱為內部負荷過程。

磷的再循環和從底泥的內部負荷是對河川生物重要的磷供應過程。這樣，磷循環除了生物同化外，沉澱和吸附・脫附等物理・化學過程也發揮重要作用。

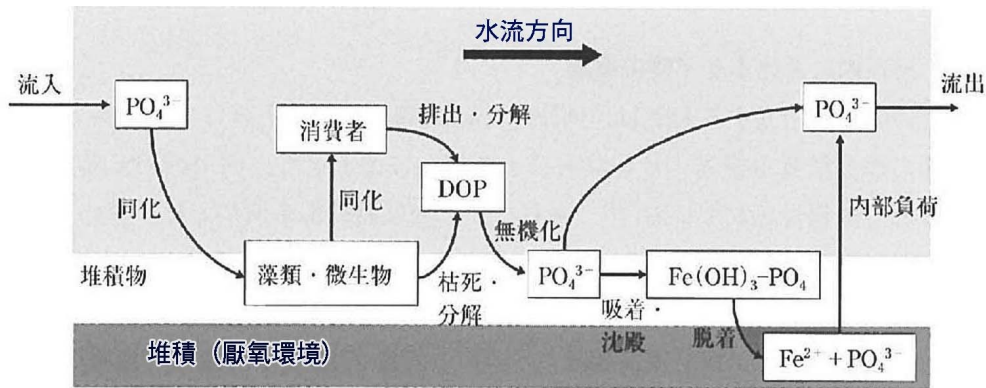


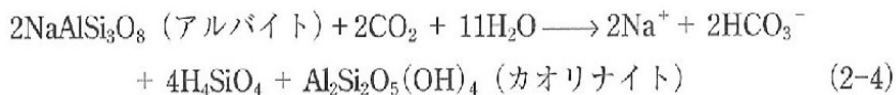
圖 2.2-2 河川中磷的流動 上游或河畔、地下水流入的 PO_4^{3-} 會被河床的生物同化，經過食物鏈傳遞。生物體保持的有機態磷，最終會透過死亡、溶出、分解而無機化為 PO_4^{3-} ，再次在水中流動。在好氧環境中， PO_4^{3-} 的一部分會吸附於永久沉澱物(Ⅲ)而沉澱，在厭氧環境中會釋放而再次溶解於水中。

2.2.6 矽

矽藻類是在細胞膜外側形成殼體的藻類，因營養價值高經常成為藻食者的主要餌料資源。矽藻殼體由二氧化矽 (SiO_2) 構成，從水中的溶存矽 (DSi) 製造。因此，DSi 的供應對以矽藻類為起點的生食鏈很重要。

A. 河川矽的供應源

矽在地殼中以矽酸鹽礦物形式存在莫大量，主要經過碳酸和有機酸的酸加水分解（化學風化），作為溶存矽酸流出到河川。因此，在矽酸鹽礦物擴展的流域河川 DSi 濃度較高。例如，矽酸鹽礦物鈉長石（曹長石）與 CO_2 的化學風化產生 DSi，以下反應顯示：



矽酸鹽含量高，易風化火成岩分布較多的環太平洋火山帶，化學風化向河川的矽流出量極多。其中，活火山數多分布的日本列島據說是世界有數的 DSi 流出地帶。另外，化學風化的 DSi 流出透過消費 CO_2 ，具有長期（ 10^2 - 10^6 年）隔離大氣 CO_2 的功能〔參照式（2-4）〕，也對地球規模的碳循環有貢獻。

B. 河川內的矽循環

來自岩石風化的 DSi 在河川中透過矽藻類的取入而減少。報告矽藻類的季節消長和氮・磷流入的增加，河川 DSi 濃度會變化。此外，在上游有湖的河川，植物浮游生物（矽藻類）的增殖・沉降使矽累積到湖底，下游河川的 DSi 濃度減少。

除了這種生物過程外，也會吸附到河川堆積物粒子，或吸附到堆積物中的氫氧化鐵和氫氧化鋁等共同沉澱，溶存矽從水中被除去。

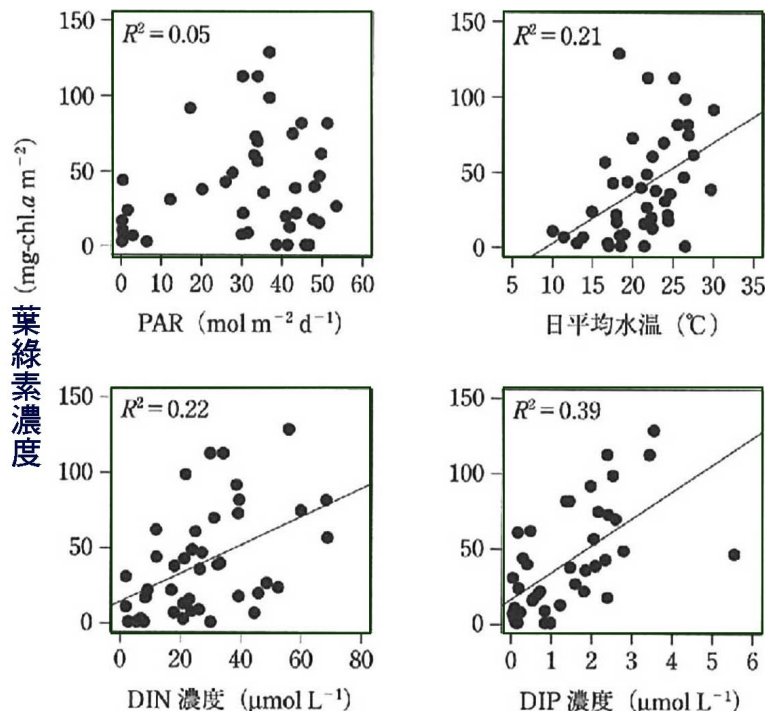


圖 2.2-3 河川的環境變遷與底生藻類現存量的關係

富士川水系 42 條河川的數據。氮的現存量（葉綠素 a 濃度）與磷濃度呈現最強的相關關係。以有意義的回歸線 ($p < 0.05$) 式表示。PAR: 光合成有效輻射、DIN: 溶存無機氮、DIP: 溶存無機磷。

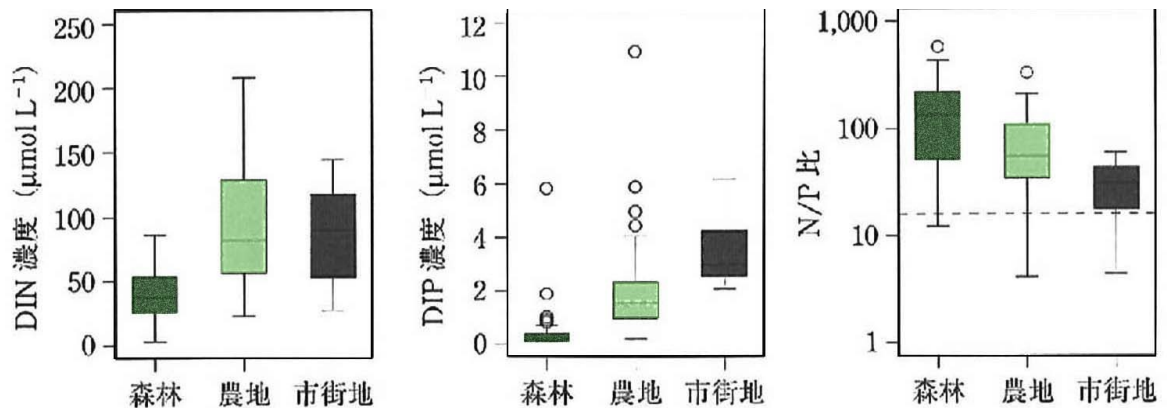


圖 2.2-4 河川的溶存無機氮(DIN)與溶存無機磷(DIP)濃度以及N/P比的分布
富士川水系 58 條河川的數據(實線河川、高標高川、市街地河川、自然的傾斜表示中央值,箱的寬度表示 25%點與 75%點。此外,鬚的端點表示除外離值(白圈)外數據的最大值與最小值。虛線為 N/P 比=16 的線。

2.2.7 限制營養鹽

驅動河川營養鹽循環的藻類和微生物代謝，不僅依賴個別營養元素的濃度，還大幅依賴複數元素的量的平衡。DIN 和 DIP、DSi 等中最不足的營養鹽會律速藻類和微生物的成長。這種律速成長速度的營養鹽稱為限制營養鹽。

從古以來，據說淡水域的大部分以磷（主要是 PO_4^{3-} ）為限制營養鹽。實際上，河川 DIP 濃度與藻類現存量之間有正相關關係（圖 2.2-3）。但是也有氮（ NH_4^+ 和 NO_3^- ）成為限制營養鹽的河川，和磷與氮雙方限制性作用的河川。需要注意的是，矽可以律速矽藻類的成長。

A. 限制營養鹽與 N/P 比

限制營養鹽因河川而不同，是因為藻類需要的營養鹽量比幾乎一定，但供應的營養鹽量比會因流域的地質和土地利用而大幅變化（圖 2.2-4）。在適宜條件下，藻類細胞中氮和磷的比約為 16:1（莫耳比）且一定，以這個比率從環境中取入營養鹽。這個比率以發現者命名為雷德菲爾德比（Redfield ratio），也顯示適用於底棲藻類。也就是說，河川中 DIN 和 DIP 的比（N/P 比）如果大幅超過 16，底棲藻類會成為氮過剩・磷不足，如果大幅低於 16 會成為磷過剩・氮不足。另外，N/P 比接近 16 的河川，據說氮和磷雙方都會律速藻類成長。

在實際河川中，反映磷對土壤高吸附性的特性，許多河川氮過剩，營養鹽的 N/P 比大幅超過 16（圖 2.2-4）。因此，河川底棲藻類被認為透過磷流入而增殖，但對氮流入不反應。但是，根據以文獻資料為基礎進行統合分析的最近研究，氮和磷雙方律速藻類成長（共限制）的河川和相反地氮・磷都不成為律速要因的河川很多。這似乎是因為營養鹽以外的要因（光和溫度等）對底棲生物成長有強烈影響，以及藻類的營養鹽需求比會根據環境靈活變化。另外，在基岩風化來源磷供應較多的河川中也有氮成為限制營養鹽的河川，一般認為河川是磷律速的看法決不是普遍性的。

最近的研究顯示，有機碳濃度與硝酸離子（ NO_3^- ）濃度幾乎成反比關係。也就是說，有機碳濃度高的河川 NO_3^- 濃度低，相對地有機碳濃度低的河川 NO_3^- 濃度高。硝酸還原菌和其他從屬營養微生物以有機碳作為呼吸基質。因此，在有機

碳與氮比（C/N 比）小的河川中，因有機碳不足 NO_3^- 不被代謝，在河川內累積。類似模式在國內溪流也有觀測。

在湖中，光相對較弱環境（光/營養鹽比高）的情況下，光合作用的碳酸同化變活躍，植物浮游生物細胞中的碳/營養鹽比變高。碳含量的相對增加招致藻類作為餌料質的降低，結果作為藻食者的動物浮游生物的营养轉送效率降低。這種光/營養鹽比造成的藻類元素組成變化，在河川中也開始有報告。在光量強且光/磷比高的河川中，藻類細胞中磷和多價不飽和脂肪酸的相對含量似乎會降低。對植食者的波及效應相關實證資料，將在今後研究中被闡明。

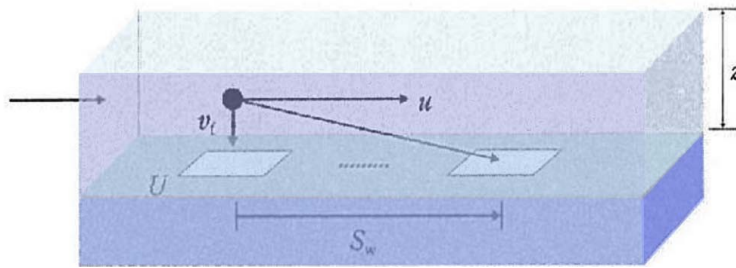


圖 2.2-5 河床生物 NO_3^- 吸收的誘導系數 k 與吸收距離 S_w 的推定

A: 根據缺乏的水質項變化量所製作的模式、B: 將 A 的關係對本底地盤型的特殊對數所表示者。全氮地盤型的殘差遵循一次比速度式。

2.2.8 營養鹽螺旋

流入河川的無機態氮和磷主要被河床生物（底棲藻類和微生物）取入變化為有機物。轉換為有機物的營養元素最終被分解・無機化，再次回歸到水中。這樣營養鹽類在被生物反覆利用的同時在河床與水中之間循環，同時被水流運送到下游。這種營養鹽的軌跡因為可以畫成原子螺旋狀順流而下，稱為營養鹽螺旋（nutrient spiralling）（圖 2.2-1、圖 2.2-2）。

A. 螺旋計量

這裡介紹表示營養鹽螺旋特性的計量（尺度）。螺旋計量作為表示河川生物營養鹽利用效率的指標使用。1 次螺旋完成期間 1 個營養鹽原子順流而下的距離稱為螺旋長 S (m)。也就是說，無機態營養鹽變化為有機態，再次回到無機態為止的平均移動距離。螺旋長越短的河川，營養鹽利用效率越高。螺旋長以取入距離 S_w 與回轉距離 S_b 的和表示。 S_w 是營養鹽被生物取入為止順流而下的距離， S_b 是被生物變化為有機態的營養鹽再次無機化為止移動的距離（圖 2.2-5）。

$$S = S_w + S_b \quad (2-5)$$

因為河床生物幾乎不移動，通常 S_b 比 S_w 短得多。例如，在小河川投入放射性磷 ($^{32}\text{P-PO}_4^{3-}$) 追蹤的實驗中， S_w 推定為 167m，相對地 S_b 推定值為 26m。因此，也經常以 S_w 作為螺旋長的目標。

取入距離 S_w 是營養鹽被河床生物取入為止的平均順流而下距離，因此即使生物活性相同程度，流動越快的川或水深越深的川 S_w 越長。因此，考慮河川形狀和流況差異的計量是營養鹽的垂直移動速度 v_f (ms^{-1})。

$$v_f = uz/S_w \quad (2-6)$$

這裡， u 是流速 (ms^{-1})， z 是水深 (m)。 S_w 顯示從水中取入營養鹽需要的空間尺度，相對地 v_f 顯示營養鹽原子向河床方向的平均移動速度。因此， v_f 便於比較河川生物取入造成的營養鹽除去能力。但是， v_f 也是營養鹽濃度的函數，即使生物活性相同，濃度高的河川 v_f 也會變慢。因此，單純比較生物活性時，多求單位河床面積的取入速度 U ($\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$)。

$$U = v_f C \quad (2-7)$$

這裡， C 是營養鹽的濃度 (molm^{-3})。取入速度 U 顯示從水中到底棲生物的營養鹽通量大小。

B. 螺旋計量的推定

營養鹽從水中被河床生物取入的過程遵循一次反應速度式，隨順流而下距離 x 呈指數函數減衰〔式 (2-8)〕。因此，透過追蹤作為追蹤劑投入河川的營養鹽減衰過程到下游方向，可以推定螺旋計量。

$$C_x = C_0 \exp(-kx) \quad (2-8)$$

這裡， C_0 和 C_x 是投入地點及從投入地點下游 x m 處營養鹽的濃度 (molm^{-3})， k 是減衰係數 (m^{-1})。取兩邊的自然對數將 $\ln C$ 對 x 畫圖，可以畫出回歸直線 (圖 2.2-6)。利用這條直線的斜率相當於 $-k$ ，截距相當於 $\ln C_0$ ，推定 k 。取入距離 S_w (m) 表示為 k 的倒數。

$$S_w = 1/k \quad (2-9)$$

因此，從 S_w 的推定值和式 (2-6) 及式 (2-7) 可以算出河川的螺旋計量。實際上，用追蹤劑提高營養鹽濃度的手法，可能無法推定反映自然狀態生物活性的螺旋計量。因此，採用以穩定同位素標記化合物為追蹤劑將營養鹽濃度上升抑制到最小限度，或改變投入的營養鹽濃度觀察河川反應推測自然狀態 v_f 的手法。

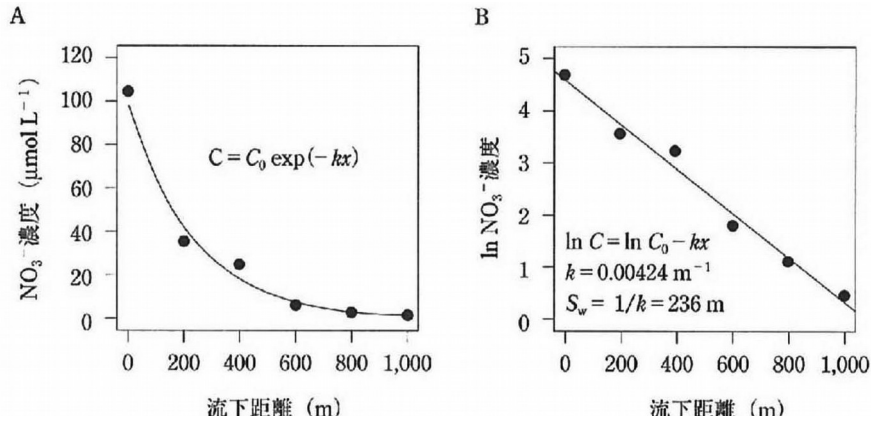


圖 2.2-6 估算河床生物對 NO_3^- 的吸收衰減係數 K 與吸收距離 S

A：注入河川的營養物質在其流經距離內的衰減模式。B：A 與營養物質濃度自然對數的關係。營養物質濃度 C 的衰減遵循一級反應速率方程式。

C. 影響營養鹽螺旋的要因

根據過去 30 年在各地測定的螺旋計量集計研究，取入距離 S_w 的中位值 NH_4^+ 為 86m、 PO_4^{3-} 為 96m，但 NO_3^- 為 236m 較長。同樣取入速度 U 來看， NH_4^+ 為 $1.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ 較高， NO_3^- 和 PO_4^{3-} 分別為 0.23 和 $0.14 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ 較低。另外，垂直移動速度 v_f ， NH_4^+ 為 6.6 mm min^{-1} 、 NO_3^- 為 1.4 mm min^{-1} 、 PO_4^{3-} 為 2.2 mm min^{-1} 。 NH_4^+ 利用效率最高，其次 PO_4^{3-} 較高。被認為 NH_4^+ 和 PO_4^{3-} 在描繪相對較短螺旋的同時順流而下。但是，需要注意 PO_4^{3-} 對堆積物粒子的吸附性也高，從水中的除去速度可能也有物理・化學過程參與。

營養鹽的螺旋計量受到各種直接・間接要因影響。直接要因有直接支配河川生物營養鹽取入速度的要因（基質濃度、限制營養鹽、光、水溫、群集結構、消費者等），透過這些變化取入速度 U 也會變化。藻食性魚類等消費者透過攝食直接減少藻類和微生物群集，但透過施加適度攝食壓或透過排泄使營養鹽回歸，有時反而會促進成長。

間接要因包括改變營養鹽取入效率的河川地形和流量變動等水文過程。營養鹽主要被河床生物群集取入，因此水中溶質與河床有效接觸的機制似乎會提高營養鹽利用效率。其中河川大小是影響螺旋計量最普遍的要因之一。小河川水深越淺，相對於水的體積河床面積越廣。因此，河床營養鹽取入效率上升， S_w 變短。另

一方面，大河川水深越深， Sw 變長。因此，作為河川大小指標的流量與 Sw 之間會有正相關關係（圖 2.2-7）。

除此之外，延遲物質順流而下的貯留過程也會提高營養鹽利用效率。延長滯留時間的貯留裝置有河川蜿蜒、緩流域（深潭和滯水）、水生植物帶、河床間隙水域等。這裡也是透過營養鹽與河床接觸機會增加，促進生物取入。一般，河川地形複雜的小河川貯留裝置發達較好，營養鹽利用效率高。源流域小河川透過河川大小和貯留過程的相乘功能，在水系營養鹽代謝和向沿岸域輸送中發揮很大作用。

2.2.9 土地利用對河川營養鹽循環的影響

陸域人類活動的增大使河川營養鹽循環大幅改變。與產業革命前相比，河川平均營養鹽濃度 DIN 濃度約上升 2 倍，DIP 濃度約上升 3 倍。過去認為河川一次生產受光和水流、植食者等抑制，因此營養鹽濃度上升也不會發生富營養化。但是，現在各地都能看到藻類增殖的富營養河川。據說要將增殖藻類生物量抑制在 100mgm^{-2} 以下，需要將全氮（TN）和全磷（TP）濃度分別降低到 $350\mu\text{gN L}^{-1}$ 及 $30\mu\text{gP L}^{-1}$ 以下。

流入河川的人為起源氮和磷大部分來自陸域土地利用（田地、水田、市街地等）相關的人類活動（表 2.2-2）。例如，施用到田地和 water 田的銨鹽等氮肥料在好氧環境中硝化為 NO_3^- ，不被土壤吸附而流出到河川。田地和 water 田也施用磷酸鹽肥料，但大部分被土壤吸附因此流出到河川的比例少。因此，農地（田地和 water 田）成為流入河川氮的大源頭。但是在容易發達厭氧環境的水田中，脫氮的氮除去機構發揮作用，因此 NO_3^- 流出比田地少。

此外，農地與其他元素動態也有很大關係。田地土壤因酸性肥料施用和作物有機酸生成、土壤呼吸（ CO_2 生成）等容易酸化。累積在酸性土壤的氫離子（ H^+ ）與礦物和土壤改良劑反應，生成礦物質（ Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 DSi 等）和 HCO_3^- 。這種農地人為化學風化對河川水質和流域物質循環的影響近年受到注目。

都市也流出大量磷和氮。主要發生源有直接流入河川的家庭・工廠排水和下水處理水，以及淨化槽和排水管的洩漏、都市綠地施肥等。都市河川特別有磷濃度上升的傾向（圖 2.2-4），即使流域佔的面積小，都市有時對河川磷循環有支配性影響力。另外，都市河川因河畔植生喪失的水溫變化和河道改修的流路人為改變也顯著。物理環境變化與營養鹽濃度上升的複合影響造成的營養鹽取入功能降低令人擔憂。

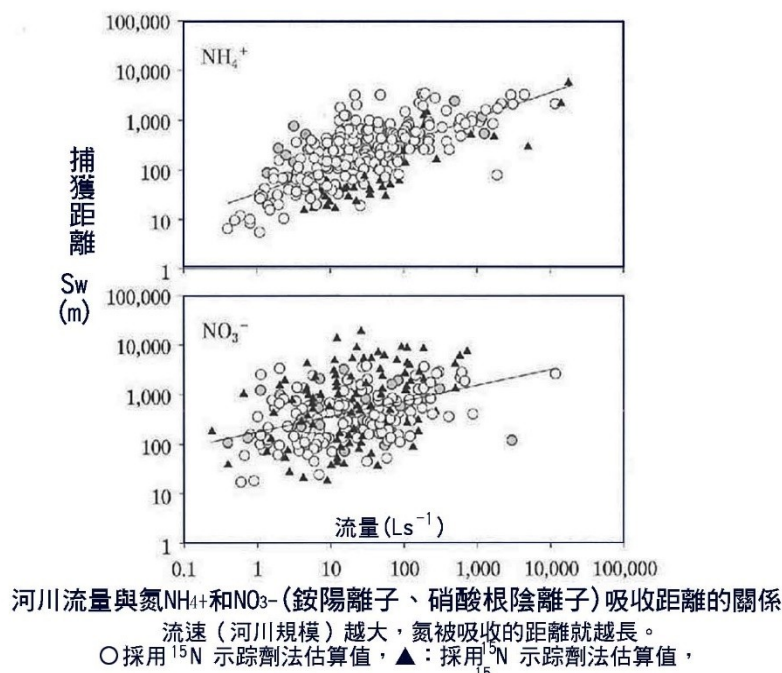


圖 2.2-7 河川的流速與氮(NH_4^+ 與 NO_3^-) 的吸收距離 S_w 的關係 Tank JL et al. Ecology 89:2439(2008)

表 2.2-2 溪畔各土地利用區分的全氮與全磷比流出量($\text{kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) 的範圍

	土地使用			
	森林	水田	草地/旱田	市鎮開發區
總氮(TN)	1.83~15.9	11.9~23.4	25.2~216.4	11.0~74.8
總磷(TN)	0.019~1.095	0.45~5.11	0.3~8.76	0.6~5.5

[和田英太郎, 流域管理のための総合調査マニュアル, 212, 京都市生態学研究センター (2002) を参照して作成]

2.2.10 陸-河-海移動營養鹽的波及效應

河川生物對營養鹽增加會增加取入速度 U ，但最終會成為酶律速，反應速度飽和。因此，超過 U 飽和的營養鹽濃度時，流到下游的營養鹽比例會變大。沿岸域因河川營養鹽流入使植物浮游生物增殖，其死骸沉降・分解時海底附近的溶存氧 (DO) 減少。特別是 DO 相對飽和度低於 30% 的貧氧水塊 (死區) 在各地擴大，也觀測到由此造成的底棲生物大量死亡。

死區擴大據說是經由河川輸送的氮造成的。一般，沿岸域因藍綠菌 N_2 固定少、脫氮菌除去活躍，此外氫氧化鐵 (III) 與磷共同沉澱 ($\text{Fe}(\text{OH})_3\text{-PO}_4^{3-}$) 不易發生

等原因，據說是磷過剩・氮不足的系統。因此，農地和都市部氮利用的影響被認為主要在沿岸域顯現。

人類活動也有在沿岸域減少的元素。注入黑海的多瑙河在 1970 年代初建設鐵門水壩以後，河川 DSi 濃度從 $140\mu\text{molL}^{-1}$ （中位值）減少到 $58\mu\text{molL}^{-1}$ 。原因是水壩湖內增殖的矽藻類沉降，矽被隔離在湖底。其結果，黑海表層 DSi 濃度及 Si/N 比降低，植物浮游生物種組成從矽藻類變化為非矽藻類（顆石藻和有毒渦鞭毛藻等）。矽藻類對消費者是營養價值高的餌料資源，因此在建設大水壩的河川沿岸域，令人擔憂對食物網的波及效應。這種水壩造成 DSi 輸送減少引起的海洋浮游生物群集變化稱為矽缺乏假說。

川連結陸與海帶來的恩惠也很多。溶存鐵是海洋表層生物生產不可缺少的營養鹽，但作為鐵供應過程，從陸域經由河川的長距離輸送很重要這點變得明顯。鐵在好氧環境中成為不溶性氫氧化鐵粒子沉澱。但是，在厭氧河畔域土壤中可溶化的鐵與腐植物質形成錯體，能夠作為溶存鐵穩定存在。這種有機錯體鐵順流而下河川，似乎被海洋生物利用。

另外，如 4.5 解說的，從海洋有河川遡上生物（鮭科魚類等）移動使氮和磷環流，陸上生物捕食回歸到陸域。作為溶存無機物的營養鹽主要從上游向下游流動，但被取入生物後營養元素的動向變得複雜，向水系網的所有方向移動。河川像自然界的動脈般與陸域進行營養元素授受，也像反應槽般代謝流經水中的物質，對流域營養鹽循環有貢獻。

2.3 大型有機物 (LWD 倒流木)

2.3.1 概述

河川生態系在物理・化學・生物學上與陸上生態系有密切關係。從河畔林和斜面成立的森林供應到河川的倒木或被流送的流木，稱為大型有機物（large organic debris）或大型木質片（large woody debris），這裡記為 LWD。流入河川的 LWD 在生產、移動及分解過程中，發揮 3.7 所述連結河川・陸上生態系的重要作用。

另一方面，LWD 作為構成全有機物碳的一個要素也很重要，但質量上都有許多不明之處。LWD 收支相關先行研究可以分為①生產與供應、②滯留與移動、③物理、化學、生物學分解過程之一。也就是說，LWD 由斜面崩壞、河岸侵蝕、地滑、風倒、山火事及自然枯死等各種要因生產，受川寬、平面形狀和河床坡度等地形要因、LWD 長度和形態、密度等木質特性、流速、水深、流水輸送力等

水理學特性影響，反覆滯留和流送。而且，這個過程發生的物理破壞和化學、生物學分解作用使其小片化。

本節想針對 LWD 的供應、滯留、移動、分解過程，也加入流域大小和降雨條件等進行解說。

2.3.2 LWD 在全有機碳流出量中佔的比例

LWD 在河川運搬的物質中非常大，突發性流出。因此，在小流域水文觀測設施定量測量流出量是不可能的。算出 LWD 流出量的至今研究，使用大致求出水壩貯水域浮流流木量的手法。例如 Moulin 和 Piégay 從法國水壩貯水池浮流 LWD 面積，進而從除去 LWD 體積解析 LWD 流出量規模和時機。

日本各水壩管理事務所每年測定從水壩上游流入的 LWD 量。Seo 等以遍布日本全體的 131 處水壩為對象，掌握從 7~4,025km² 流域年間流出的 LWD 量。其結果，LWD 年間流出量從小流域 (<20km²) 到中規模流域 (20~100km²) 為止，反映大小效應，隨流域面積增加而急劇增加，但大流域 (>100km²) 即使流域面積增加也不太增加，呈現頭打趨勢（圖 2.3-1）。

另一方面，溫帶實施的溶存態有機物和粒狀有機物碳流出量檢討結果，溶存有機碳（DOC）和粒狀有機碳（POC）流出隨流域面積增加呈對數線性增加。從各自回歸曲線求出單位面積流出量變化如圖 2.3-2 所示。從該量算出全有機碳中 LWD 碳（LWDC）的比例。其結果，全有機碳流出量中 LWDC 比例隨流域面積變化，小流域約 6%，中規模流域約 7% 為峰值，大流域再次降到 1~4%，呈現一山型分布。將 LWD 視為粒狀有機物之一，從全有機碳除去 DOC，計算 POC 中 LWDC 比例，同樣呈現一山型分布。LWDC 在小流域約 25%，中規模流域增加到 35%，大流域也佔 10~20%，POC 中佔的比例非常高（圖 2.3-3）。

Fremier 等使用同樣資料庫，闡明 LWD 流出量不僅受流域面積差異的大小效應影響，流量和緯度梯度、流域坡度等也有影響。與北海道相比九州颱風和集中豪雨襲來頻度也高，年間降雨量北海道約 1,100mm，相對地九州約 2,000mm，有約 2 倍差距。這種地理條件影響 LWD 現存量及流出量。

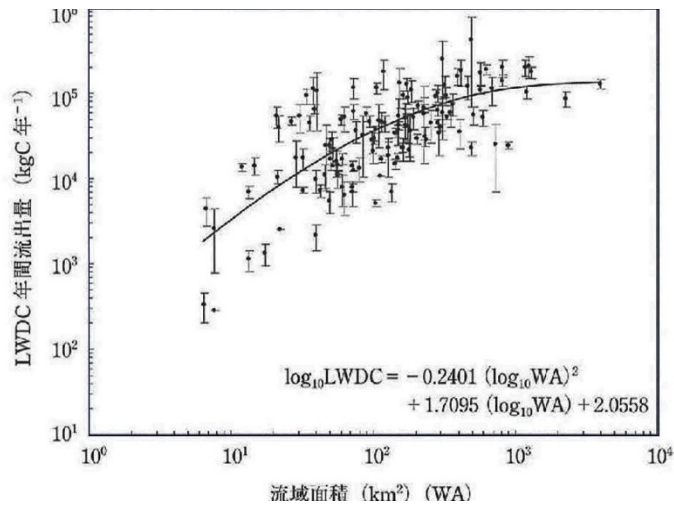


圖 2.3-1 流域面積與 LWD 倒流木 C 的年間流出量的關係，黑圓點為平均值、範圍為標準誤差。

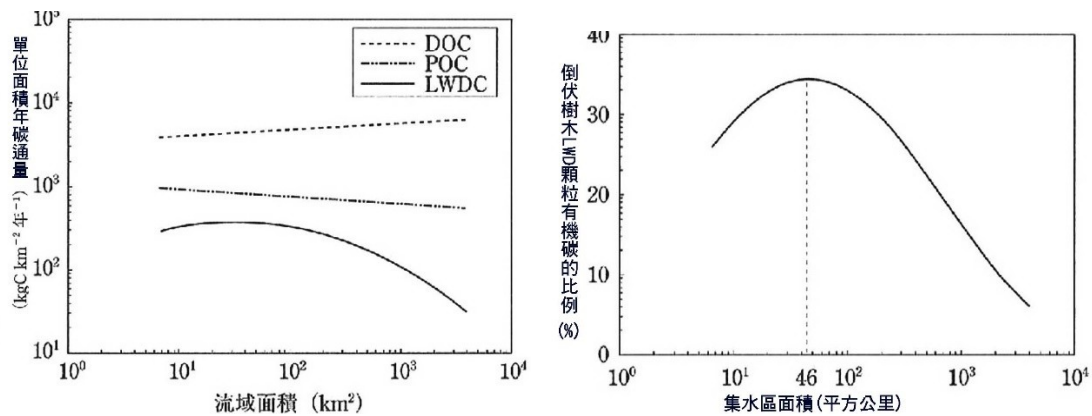


圖 2.3-2 DOC、POC、LWD 倒流木 C 的單位面積流出量

圖 2.3-3 流域面積與粒狀有機碳中 LWD 倒流木 C 的比例

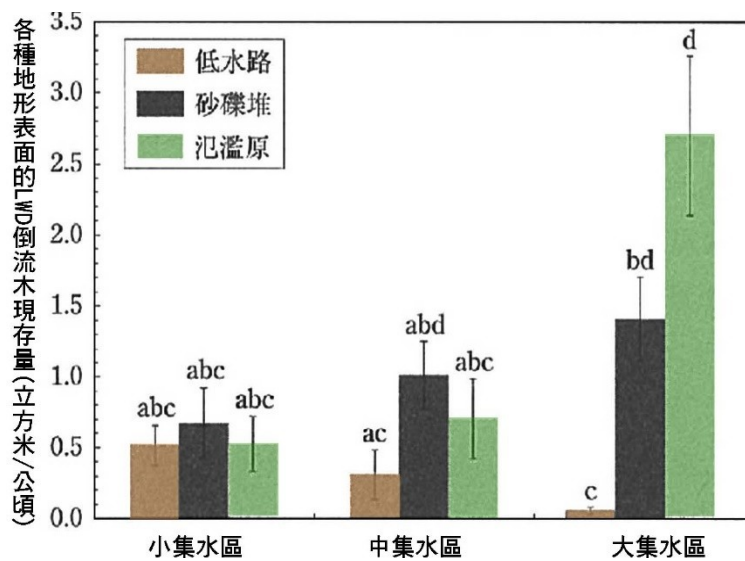


圖 2.3-4 低水路、砂礫堆、洪氾平原的 LWD 倒流木現存量比較

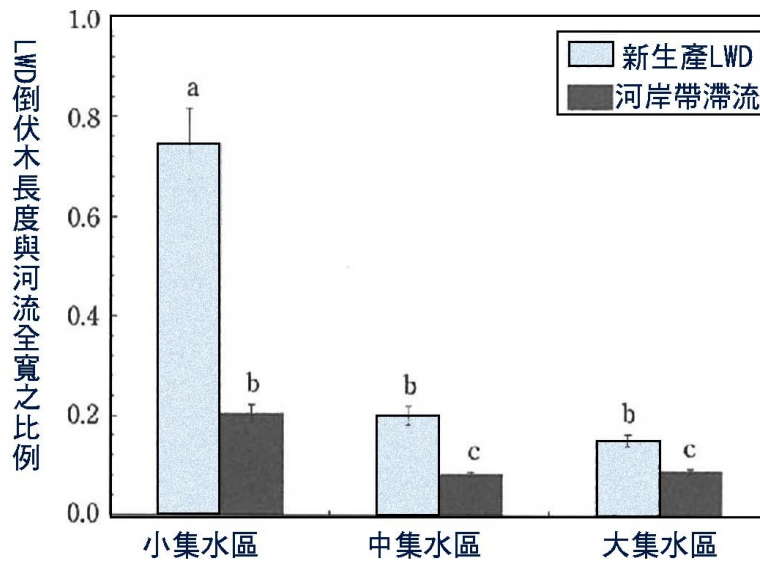


圖 2.3-5 從創開到時期生產的 LWD 倒流木與從上游順流而下滯留於洪氾平原的 LWD 倒流木對河川源水量比例的比較

2.3.3 大型有機物的生產・滯留・流出

如 2.3.2 所示，大型有機物流出量隨流域面積大小變化，因此大型有機物的生產・滯留・流出過程在大流域和小流域也不同。

在北海道沙流川，按照 2.3.2 定義從小流域、中規模流域、大流域 3 個大小流域各選擇 26 區間，檢討 LWD 生產、流出、滯留、腐朽・破碎過程。一般 LWD 從谷壁斜面森林或氾濫原成立的河畔林供應。另外，流出受河岸滿水寬對 LWD 長度影響，流出的 LWD 滯留在流路、砂礫堆、氾濫原。流出過程中 LWD 受到破碎，或滯留過程中被昆蟲和微生物分解，小片化或軟化。

A. 小流域 (<20km²)

小流域中，反映樹枝狀發達的小溪流網絡，相對於流域面積，LWD 生產可能的斜面及河畔林面積相對較大。另外，小溪流上空被河畔林樹冠覆蓋，溪畔樹木向溪流部分傾斜尋求光線。因此，被認為比斜面供應到林床的 LWD 量更多的 LWD 流入溪流，小流域低水路內現存量高（圖 2.3-4）。

另外，溪流谷底寬非常狹窄，有時形成 V 字或 U 字谷。因此初期供應的更堅固長的倒木被溪岸勾住，溪流供應及向下游流出受到限制，生產的 LWD 大部分長期滯留在溪流內及流路周圍。這種 LWD 最終腐朽進行，變成小片供應到溪流。但小流域中，平水時當然洪水時流量也沒有輸送大 LWD 的充分能力。被運搬的

是腐朽進行的小片。因此，流路內現存量高，但單位面積 LWD 流出量少是小流域特徵。

但另一方面，從急坡度溪流源頭部因集中豪雨和颱風發生的土石流，透過集合運搬排出滯留的 LWD，堆積在河床坡度急變部和河川流向急變的沖積錐、合流點等。其後，被本流河川輸送的可能性提高。土石流雖然發生頻度小，但是在小溪流將 LWD 大部分運搬到中游域的重要過程。

以上，小流域中，豐富生產的 LWD 向河川流入及向下游運搬有限界，但豪雨時和颱風時發生的崩壞和風倒促進 LWD 生產，從崩壞發達的土石流向下游流送。因此，單位面積 LWD 流出量雖然不如中規模流域，但呈現相對較高值（圖 2.3-2）。

B. 中規模流域 ($20 \sim 100\text{km}^2$)

中規模流域中，從斜面因風倒倒入流路內，或河床擴寬部氾濫原發達的河畔林被侵蝕而 LWD 被生產・供應，但與小流域相比後者比例增加，滯留在砂礫堆和氾濫原的 LWD 量增加（圖 2.3-4）。另外，伴隨谷底部發達川寬變得比 LWD 長度充分寬（圖 2.3-5），洪水時確保浮起 LWD，運搬的充分流量。因此，被認為存在於流路內、砂礫堆的 LWD 大部分容易被運搬。

Marcus 等在黃石公園 2~6 次河川闡明 LWD 時空間分布特性，從其結果推測中規模（3~4 次： $50 \sim 250\text{km}^2$ ）河川 LWD 供應量與流送量平衡，保持動態平衡狀態。從斜面・河畔域生產相對較多 LWD，加上從小流域供應的 LWD，中規模流域 LWD 供應量多。這些 LWD 被流水充分運搬力輸送到下游，單位面積 LWD 流出量成為最大（圖 2.3-2）。

C. 大流域 ($>100\text{km}^2$)

大流域中，能夠生產 LWD 的斜面隔著廣泛發達的氾濫原遠離流路，因此 LWD 主要從氾濫原成立的河畔林生產。但是，一般流路附近的河畔林多為小徑樹高低的林分，被認為生產量比小・中規模流域少。

另外，大流域雖然保持洪水時輸送 LWD 充分流量，但河床坡度變緩，形成廣泛氾濫原和扇狀地等 LWD 貯留區間多，被認為緩慢流動佔優勢。因此，被運搬來的 LWD 多被打到砂礫堆和氾濫原滯留，流路內現存量非常少，砂礫堆和氾濫原現存量變多（圖 2.3-4）。

氾濫原發達的河畔林也發揮阻擋、勾取洪水時流來 LWD 的作用。此外，滯留在砂礫堆和氾濫原的 LWD 因接觸空氣，與水中 LWD 相比分解進行，長期滯留使

腐朽 LWD 增加（圖 2.3-6）。這種腐朽進行的 LWD 再度被運搬時，容易小片化，被認為不是作為 LWD 而是作為粒狀有機物流送。

結果，低 LWD 供應量、廣大氾濫原的高貯留效果限制向下游 LWD 運搬，進而伴隨腐朽的小片化進行，被認為單位面積 LWD 流出量減少（圖 2.3-2）。

概念性總結這些結果的是圖 2.3-7。這個圖的實線表示對 LWD 流出量的正面要因，破線表示負面要因，一點鎖線表示兩者都可能的要因。單位面積 LWD 流出量受 LWD 生產量（+）、川寬對 LWD 長比（-）、單位寬運搬力（+）、包含氾濫原在內河道全體 LWD 滯留量（-）、以及 LWD 腐朽度（±）影響。這裡（+）向增加方向，（-）向減少方向作用。從這個概念圖也可以了解，小流域中±要因相殺，相對地中規模流域+要因佔上風，大流域-要因佔上風。其結果，發生圖 2.3-1 所示大流域頭打趨勢，圖 2.3-2 所示中規模流域單位面積 LWD 流出量最大化。

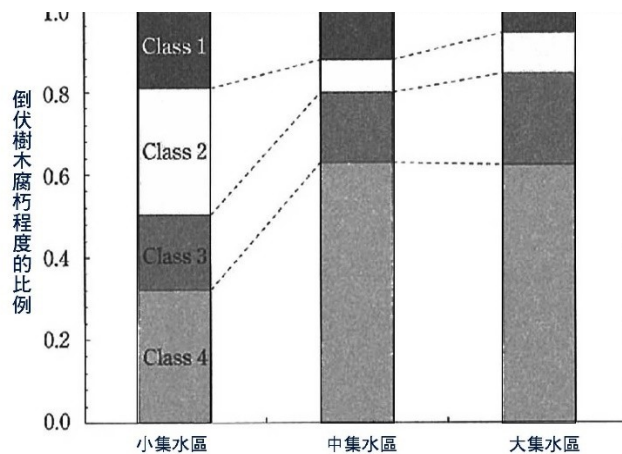


圖 2.3-6 LWD 倒流木保存量的比例，從 Class 1 到 Class 4, LWD 倒流木破片度逐漸增加。

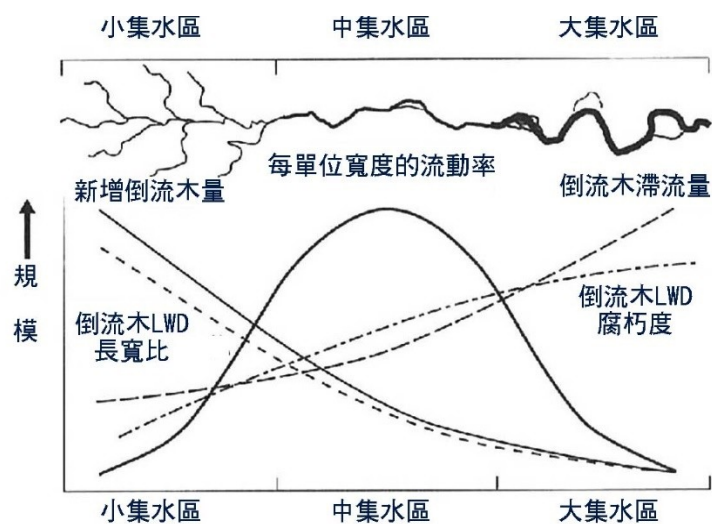


圖 2.3-7 生產、流出、滯留、腐朽相關參數的流域變化，實線表示對 LWD 倒流木流出量呈正變關、虛線表示負變關、點劃線表示兩者皆非的實線。