

ĐÁNH GIÁ CHẤT LƯỢNG NƯỚC CỦA LƯU VỰC SÔNG ĐU (THÁI NGUYÊN) DỰA TRÊN CÁC CHỈ SỐ THỦY LÝ - HÓA VÀ CHỈ SỐ SINH HỌC

Nguyễn Thị Hoa¹, Hoàng Thị Thu Hương², Peter LM Goethals³

¹Viện Nghiên cứu Nuôi trồng Thủy sản I

²Viện Khoa học và Công nghệ Môi trường, Trường Đại học Bách khoa Hà Nội

³Khoa Sinh thái Ứng dụng, Trường Đại học Ghent, Bỉ

ABSTRACT

Assessment of water quality based on a set of physico-chemical parameters is most commonly applied in Vietnam while biological approaches have only been tested in recent years. In order to investigate the water quality of the Du Rive sub-basin, both physico-chemical approach and BMWP^{VIET}, ASPT^{VIET} and EPT indices based on macro invertebrates were implemented. Samples of water, sediment and macro invertebrates of the Du Rive sub-basin were taken from 14 sites of a large area in both dry and rainy seasons. Obtained data on physical and chemical parameters, compared with Vietnam Environmental Standard and Flemish Environmental Standard (Belgium), showed that water quality in the Du River watershed was evaluated as “acceptable” for aquatic organisms in the dry season. In the rainy season, the water was slightly affected by organic pollution. Water quality at sites N10 and N11, which are closed to the tin mines was found to be heavily polluted by heavy metals and acids. According to BMWP^{VIET}, ASPT^{VIET} and EPT indices, water quality in the Du River sub-basin was in general assessed as “slightly to moderately polluted”, but as “very heavily polluted” in the sites N10 and N11. The study suggested that biological methods based on macro invertebrates in this case-study were performed well in comparison with physico - chemical methods in terms of rapid assessment, cost - effect performance and long-term trend of environmental changes.

ĐẶT VẤN ĐỀ

Ô nhiễm môi trường ở lưu vực sông đã nhận được sự quan tâm của cộng đồng và các tổ chức môi trường. Trong những năm gần đây, do tầm quan trọng kinh tế và xã hội, Chính phủ đã lưu tâm đến ba lưu vực sông, bao gồm sông Cầu và sông Nhuệ - Đáy ở phía Bắc và sông Đồng Nai - Sài Gòn ở miền Nam (VEPA, 2006). Sông Đu là một trong những nhánh chính phía thượng lưu của sông Cầu với chiều dài khoảng 44 km và chiều rộng khoảng 18 km. Sông Đu cung cấp nước cho các hoạt động thủy lợi, nông nghiệp, công nghiệp và bị ảnh hưởng bởi hoạt động trên (Sở TNMTTN, 2006). Hậu quả là sự ô nhiễm môi trường đang dần tăng do các hoạt động công nghiệp, sử dụng hóa chất trong nông nghiệp và quá trình đô thị hóa.

Ở Việt Nam, chất lượng nước thường được đánh giá dựa trên các chỉ số hóa học, vật lý và các thông số vi sinh vật như nhu cầu oxy sinh học, trầm tích lơ lửng và số lượng vi khuẩn. Các phương pháp này

thường bị chỉ trích do chỉ đánh giá chất lượng nước ở thời điểm thu mẫu (Hellawell, 1977). Ngược lại, sử dụng phương pháp sinh học được xem là một công cụ cần thiết để đánh giá tổng thể chất lượng môi trường. Hầu hết các phương pháp đánh giá chất lượng nước ở các dòng chảy sử dụng các chỉ thị sinh học của quần xã. Trong số các nhóm sinh vật trong hệ sinh thái thủy vực, động vật không xương sống cỡ lớn (ĐVKXSCL) được coi như chỉ thị tốt về chất lượng của dòng chảy nước ngọt (Rosenberg and Resh, 1993). Ở Việt Nam, nghiên cứu sơ bộ về việc áp dụng phương pháp này đã được thực hiện ở những dòng sông nhỏ giai đoạn 1996-1998 do Nguyễn Xuân Quýnh và các cộng sự (2001). Dựa trên bản gốc của BMWP (Biological Monitoring Working Party) và sửa đổi BMWP của Thái Lan (BMW-P^{THAI}), các tác giả đề xuất điểm hệ thống của BMWP^{VIET} phù hợp với điều kiện cụ thể tại Việt Nam. Tuy nhiên, nghiên cứu của Nguyễn Xuân Quýnh và các cộng sự (2001) được thực hiện ở các suối có điều kiện gần như nguyên sơ và các địa điểm thu mẫu ít bị ảnh hưởng từ hoạt động của con người. Do vậy cần thiết tiến hành các nghiên cứu ở các khu vực khác nhau để nâng cao độ tin cậy của BMWP^{VIET} và đưa ra kết luận chung về việc sử dụng các phương pháp sinh học trong việc đánh giá chất lượng nước tại Việt Nam. Mục đích của nghiên cứu này nhằm đánh giá chất lượng nước của lưu vực sông Đu dựa trên các phương pháp lý - hóa học (sử dụng tiêu chuẩn chất lượng nước của Việt Nam và Bỉ) đồng thời áp dụng các chỉ số BMWP^{VIET}, ASPT^{VIET} (Average Score Per Taxon của Việt Nam) và EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) dựa trên ĐVKXSCL.

VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

Vùng nghiên cứu

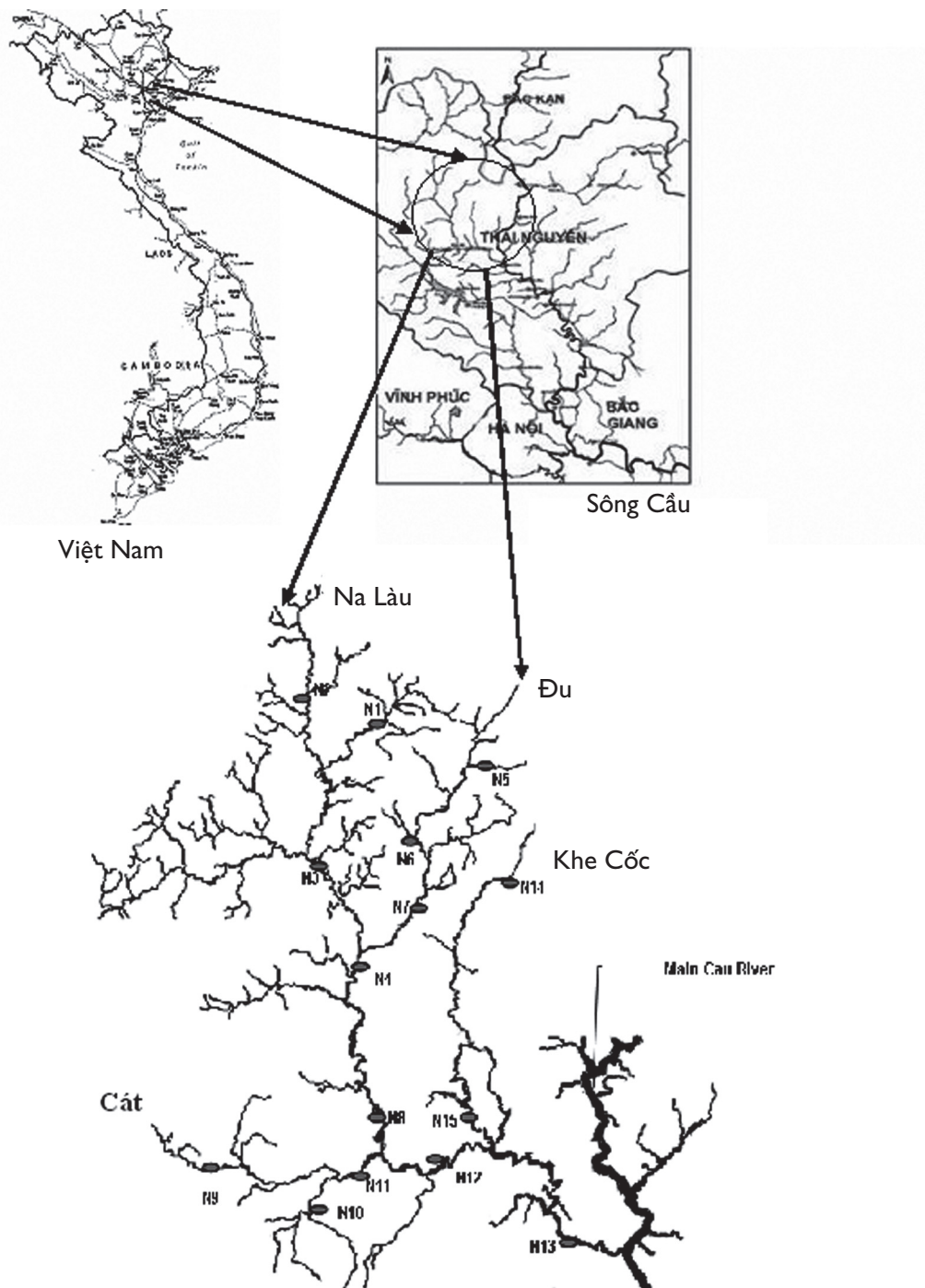
Lưu vực sông Đu có diện tích khoảng 360 km², kéo dài trên diện rộng khoảng 18 km và 44 km chiều dài (Hình 1), thuộc khu vực các huyện Phú Lương và Đại Từ, tỉnh Thái Nguyên. Sông Đu có 4 nhánh chính (Na Lâu, Đu, Khe Cốc và suối Cát) và nối với sông Cầu ở Sơn Cẩm (Phú Lương) (Sở TNMTTN, 2006). Chế độ thủy văn sông Đu bất thường và phụ thuộc theo mùa rõ rệt, mùa mưa (tháng 6-9), mùa khô (tháng 10-3). Sự chênh lệch giữa mức nước cao nhất và thấp nhất trong các dòng sông có thể đạt tới 5-6 m (Sở TNMTTN, 2006; VEPA, 2006).

Sông Đu vừa cung cấp nguồn nước và vừa nhận nước thải trực tiếp từ các hoạt động sinh hoạt, nông nghiệp và công nghiệp khai khoáng (Sở TNMTTN, 2006).

Thu thập số liệu

Các điểm thu mẫu

15 điểm thu mẫu được lựa chọn và nằm ở độ cao khác nhau từ 106 m đến 380 m ở 4 dòng suối chính như Na Lâu, Đu, Cát và Khe Cốc (Hình 1). Các mẫu được thu thập vào tháng 2 (mùa khô) và tháng 8 (mùa mưa) năm 2006. Mẫu thu tại điểm 15 (N15) đã bị loại do thời tiết xấu trong đợt thu mẫu mùa khô.



Hình 1. Lưu vực sông Đu

Các mẫu thủy lý hóa

Nhằm tránh xáo trộn điều kiện môi trường, tại từng điểm thu mẫu, ôxy hòa tan (DO), nhiệt độ nước, pH và độ dẫn điện được đo trước tiên, tiếp theo mẫu nước, mẫu sinh học và cuối cùng là mẫu trầm tích được thu thập.

Mẫu nước được lấy ở tầng mặt bằng chai 1 lít tại điểm thu mẫu (Bartram *et al.*, 1996). Mẫu được bảo quản trong tủ lạnh ở 4°C. Mẫu trầm tích nền đáy được lấy bằng tay và được chuyển vào các bình thủy tinh đã dán nhãn và được bảo quản ở 4°C. Các yếu tố môi trường được phân tích theo tiêu chuẩn tại Phòng Thí nghiệm Nghiên cứu và Phát triển Công nghệ Môi trường, Viện Khoa học và Công nghệ Môi trường, Trường Đại học Bách Khoa Hà Nội và kỹ thuật phân tích được liệt kê trong Bảng 1.

Bảng I. Các thông số môi trường và kỹ thuật phân tích

Các thông số môi trường	Đơn vị	Kỹ thuật phân tích
Mẫu nước		
pH		pH meter OAKTON 35632
Ôxy hòa tan (DO)	%, mg/l	WTW oxi 330
Nhiệt độ nước	°C	WTW oxi 330
Độ dẫn điện	µS/cm	WTW 249
COD	mgO ₂ /l	TCVN 6491:1999, ISO 6060:1989
BOD ₅ , 20°C	mgO ₂ /l	TCVN 6828:2001, ISO 10707:1994
N _{es}	mgN/l	TCVN 5987:1995, ISO 5663:1984
Pts, PO ₄ ³⁻ P, NH ₄ ⁺ -N, NO ₂ --N, NO ₃ —N	mgP/l mgN/l	TCVN 6494-2:2000, ISO 10304-2:1995
Kim loại nặng: Fe, Mn, Mg, Cu, Zn, Pb	mg/l	ICP-MS, TCVN 6193:1996, ISO 8288:1986
DDD, DDT, a-HCH, b-HCH, Lindan, dieldrin	ng/l	GC-MS 6890N, EPA 8081
Mẫu trầm tích		
N tổng số	mgN/g DM	TCVN 5987:1995, ISO 5663:1984
P tổng số	mgP/g DM	TCVN 6494-2:2000, ISO 10304-2:1995
Fe, Mn	mg/l	ICP-MS, TCVN 6193:1996, ISO 8288:1986

Thu mẫu động vật không xương sống cỡ lớn và phân loại

Các mẫu ĐVKXSCL được thu bằng kick-sampling tiêu chuẩn gồm một khung kim loại với mạng lưới hình nón (mắt lưới có kích thước 350 µm) trong một đoạn sông 10 m. Đường kính kỹ thuật của kick-sampling là 35 cm chiều rộng, 25 cm chiều cao và 50 cm chiều dài. Ngoài ra, thực vật, đá và sỏi của từng điểm thu mẫu cũng được thu để xác định các sinh vật bám trên các giá thể đó.

Đá, sỏi hoặc gỗ kích thước lớn được loại ra khỏi mẫu, các mẫu được lọc trên các sàng có kích cỡ mắt lưới nhỏ dần 5 mm, 1 mm và 350 µm. Các phần còn lại được đặt trong khay trắng 40 x 60 cm. Các mẫu vật ĐVKXSCL được tách thành các nhóm chính tạm thời. Với ĐVKXSCL cũng được tách ra để tránh làm tổn hại đến những sinh vật có kích thước nhỏ. Các sinh vật được cố định và bảo quản trong chai lọ nhỏ có chứa cồn 70% để định loại thêm trong phòng thí nghiệm.

Ở phòng thí nghiệm, các mẫu vật ĐVKXSCL được phân loại bằng mắt thường hoặc dưới kính hiển vi với độ phóng đại lên đến 40 lần. Các nhóm sinh vật được phân loại tới mức độ Họ trừ Oligochaeta và Hydracarina được phân loại mức Bộ, dựa trên các khóa phân loại có sẵn của McCafferty và Provonsha (1983) và Nguyễn Xuân Quỳnh và các cộng sự (2002).

Phân tích số liệu

Số liệu môi trường và sinh học từ hai đợt thu mẫu được nhập và xử lý ở Microsoft Office Excel 2003. Số liệu thủy lý và thủy hóa được phân tích bằng phương pháp thống kê mô tả. Kết quả được so sánh với tiêu chuẩn môi trường Việt Nam 6774 - 2000 và tiêu chuẩn chất lượng nước của Bỉ (Vlarem II). Lý do sử dụng tiêu chuẩn Vlarem II bởi có nhiều thông số chất lượng nước không có trong TCVN 6774 - 2000. Sự sai khác về giá trị trung bình của các yếu tố môi trường theo mùa được so sánh sử dụng kiểm định T-test ở mức tin cậy 95%. Để số liệu tuân theo phân phối chuẩn các dữ liệu được chuyển đổi log (x+1) trước khi kiểm định.

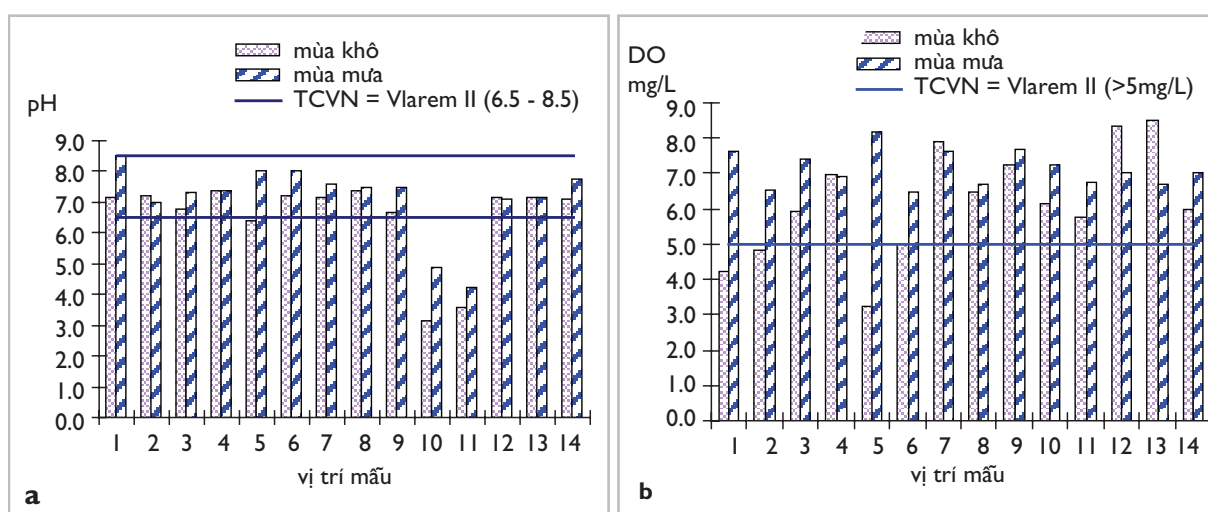
Các chỉ số sinh học như BMWP^{VIET}, ASPT^{VIET} và EPT được tính tại mỗi điểm thu mẫu. Kiểm định T-test được áp dụng để đánh giá sự khác biệt giữa các chỉ số sinh học. Hơn nữa, phân tích tương quan còn kiểm tra các mối quan hệ giữa các chỉ số sinh học và lý-hóa trong các lưu vực sông Đu. Mối quan hệ giữa các yếu tố sẽ được xem xét khi hệ số tương quan $r \geq 0,4$.

KẾT QUẢ

Điều kiện tự nhiên, dòng chảy và yếu tố thủy lý hóa của vùng nghiên cứu

Vận tốc dòng chảy, chiều rộng và chiều sâu trung bình của sông trong mùa mưa cao hơn so với mùa khô, trong khi nhiệt độ nước ở mùa mưa thấp hơn mùa khô. Vận tốc nước cao nhất (1,78 m/s) và suối sâu nhất (1,87 m) được quan sát ở điểm N13, nơi dòng sông Đu giao với sông Cầu. Tuy nhiên, dòng chảy rộng nhất (23,6 m) tại điểm N8 là nơi sau khi suối Na Lâu hợp lưu với suối Đu. Nhiệt độ nước biến động từ 25,9°C đến 35,7°C. Có sự khác biệt đáng kể ($P < 0,05$) về vận tốc dòng chảy, độ sâu và rộng trung bình giữa hai mùa. Vận tốc dòng chảy thể hiện mối tương quan trung bình với độ sâu dòng nước ($r = 0,65$) và chiều rộng nước ($r = 0,57$).

Độ dẫn điện trong mẫu nước của lưu vực sông Đu rất thấp, so với tiêu chuẩn cho phép tối đa 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ của Vlare II. Giá trị cao nhất là 49 $\mu\text{S}/\text{cm}$ tại điểm N11, trong khi giá trị cực tiểu 8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ được ghi nhận tại N3. Độ dẫn điện mùa mưa thấp hơn so với mùa khô ($P < 0,05$).

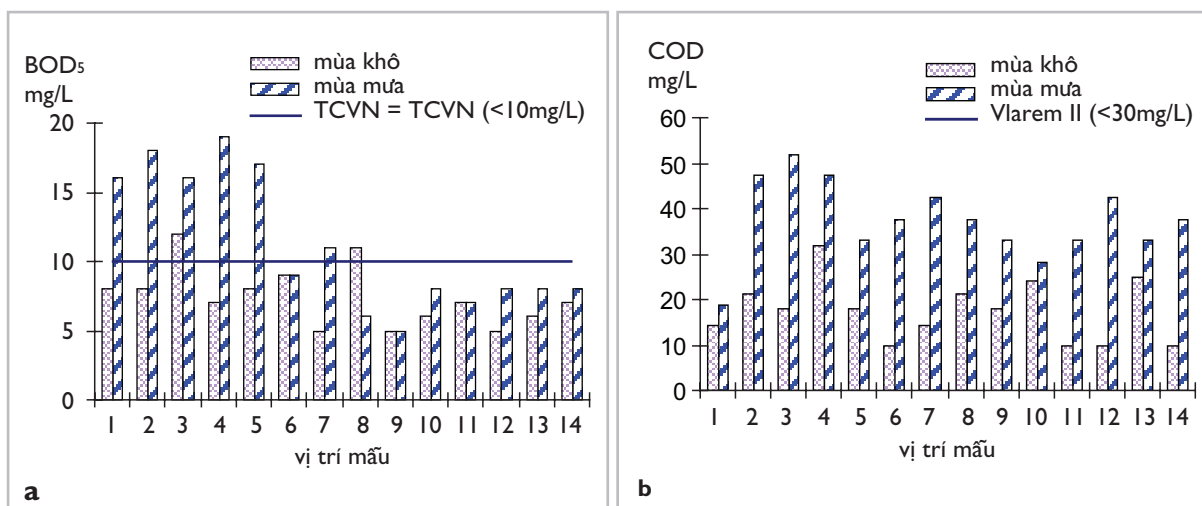


Hình 2. (a) pH và (b) hàm lượng oxy hòa tan (DO) trong nước tại các địa điểm khác nhau trong mùa khô và mùa mưa

Giá trị pH rơi vào phạm vi cho phép (giữa 6,5 và 8,5) ở cả hai đợt thu mẫu trừ các mẫu ở điểm N10 và N11 (Hình 2a). Tại 2 điểm này, giá trị pH là 3,1 và 3,6 (N10) và giá trị cao hơn một chút là 4,2 và 4,9 (N11) trong mùa khô và mùa mưa.

Nồng độ oxy hòa tan trong nước khá cao ($> 5 \text{ mg/l}$) tại hầu hết các điểm thu mẫu ở cả hai mùa, trừ điểm N1 và N5 trong mùa khô (Hình 2b). Hàm lượng oxy cao nhất là 8,5 mg/l ghi nhận tại N13 trong khi giá trị thấp nhất là 3,2 mg/l được đo tại N5 trong mùa khô.

Nhu cầu oxy sinh học (BOD_5) đáp ứng được tiêu chuẩn chất lượng nước ($< 10 \text{ mg/l}$) (Hình 3a). Giá trị BOD_5 có xu hướng tăng cao trong mùa mưa đặc biệt là tại các địa điểm lấy mẫu N1, N2, N3, N4 và N5 và đã tăng khoảng 1,5 lần so với các giá trị tiêu chuẩn. Các giá trị COD cao hơn tiêu chuẩn ở hầu hết điểm trong mùa mưa, trong khi ngược lại, giá trị này đạt nồng độ cho phép trong mùa khô.

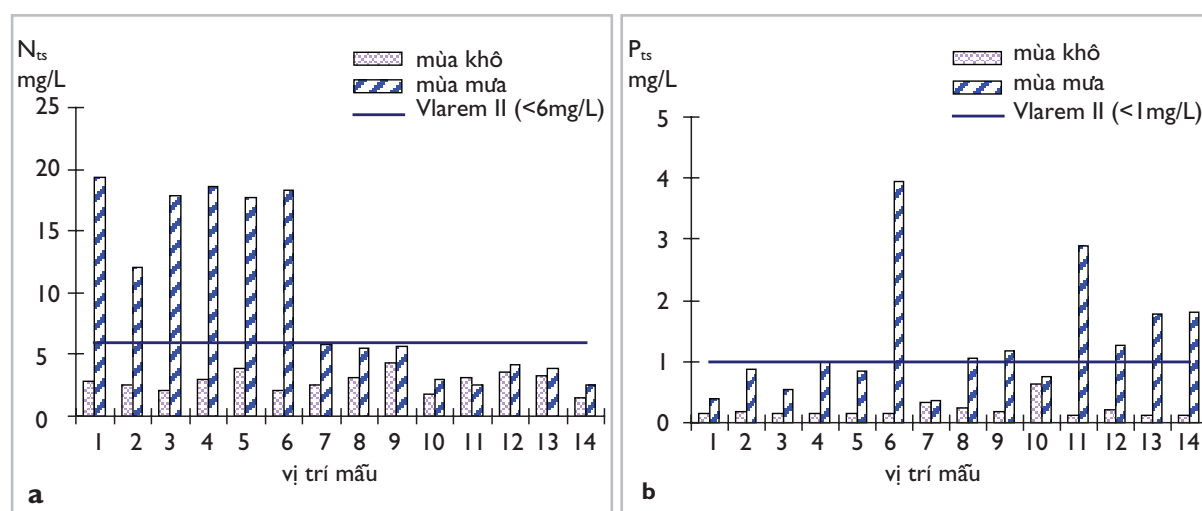


Hình 3. (a) Nhu cầu oxy sinh hóa (BOD₅), (b) nhu cầu oxy hóa học (COD) trong nước tại các điểm thu mẫu trong mùa khô và mùa mưa

Hàm lượng N tổng số có cùng xu hướng như BOD₅ và COD với sự tăng mạnh trong mùa mưa, so với mùa khô, đặc biệt là tại các địa điểm N1, N2, N3, N4, N5 và N6 (Hình 4a). So với yêu cầu của Vlare II, giá trị N_{ts} khá thấp trong mùa khô ở tất cả các điểm nhưng đã đạt hoặc vượt quá nồng độ tiêu chuẩn trong mùa mưa. Giá trị cao nhất được ghi nhận tại N1 (cao hơn 3 lần so với giá trị tiêu chuẩn) và nồng độ thấp nhất được ghi nhận tại N14 cho cả hai mùa.

Hàm lượng P tổng số cũng có xu hướng tăng cao trong mùa mưa so với mùa khô (Hình 4b). Giá trị P_{ts} tại các điểm N6, N11, N12, N13 và N14 trong mùa mưa cao hơn giá trị tiêu chuẩn (nhỏ hơn 0,1 mg/l). P tổng số cao ghi nhận được là 3,95 tại điểm N6 và 2,9 tại điểm N11.

Kiểm định T-test cho thấy DO, pH, độ dẫn điện, N_{ts}, P_{ts}, BOD₅ và COD đều có sự khác biệt (P < 0,05) giữa mùa khô và mùa mưa. Phân tích tương quan chỉ ra COD tương quan trung bình với tốc độ nước (r = 0,50), N_{ts} (r = 0,52), P_{ts} (r = 0,49) và PO₄³⁻ P (r = 0,50). BOD₅ tương quan khá mạnh với N_{ts} (r = 0,78).

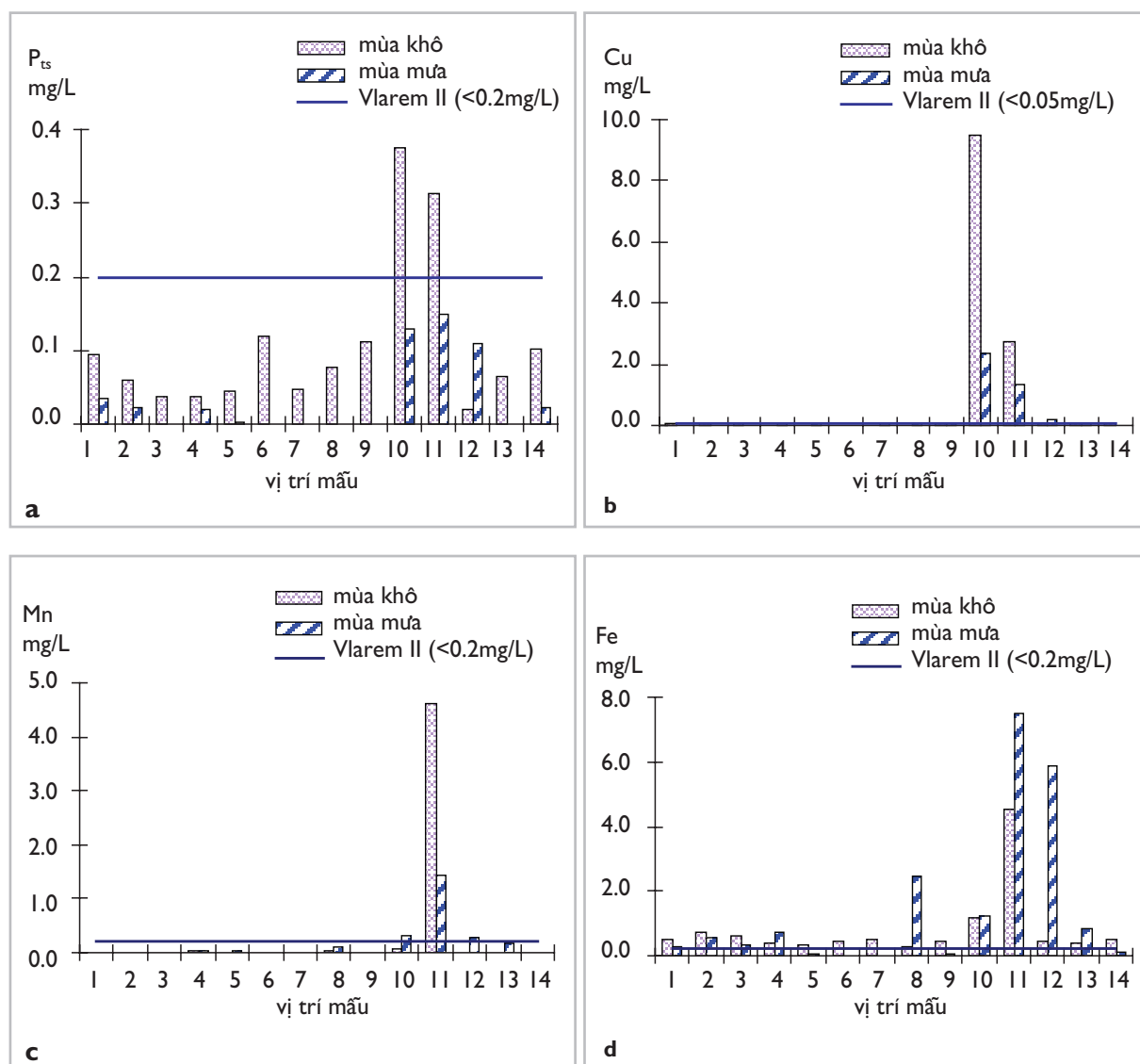


Hình 4. (a) Hàm lượng Nitơ tổng số (N_{ts}) và (b) Phốt pho tổng số (P_{ts}) trong nước tại các điểm thu mẫu trong mùa khô và mùa mưa

Nồng độ Ammonium ở tất cả điểm thấp hơn khoảng 100 lần so với giá trị yêu cầu Vlare II (< 5mg/l) trong cả hai mùa. Giá trị Ammonium dao động từ 0,01 mg/l đến 0,21 mg/l. Nồng độ Orthophosphate

ở tất cả các điểm thu mẫu cũng thấp hơn nhiều so với giá trị tiêu chuẩn của Vlare II ($< 0,3$ mg/l). Giá trị trung bình là $0,07$ mg/l, cao nhất là $0,24$ mg/l và thấp nhất là $0,01$ mg/l. Nitrate dao động từ $0,05$ mg/l đến $0,31$ mg/l và có xu hướng giảm trong mùa mưa so với mùa khô. Tuy nhiên, nồng độ Ammonium, Nitrate và Orthophosphate trung bình giữa hai mùa không có sự sai khác ở mức ý nghĩa 95%.

Các kim loại nặng ở các điểm thu mẫu thấp hơn so với nồng độ tiêu chuẩn của Vlare II ngoại trừ mẫu tại điểm N10 và N11. Tại 2 điểm này, nồng độ của Zn, Pb, Cu, Mn và Fe rất cao, trong đó điểm N10 hàm lượng Cu vượt quá 190 lần, nồng độ Fe tại N11 vượt quá 38 lần hàm lượng tiêu chuẩn. Trong mùa mưa, nồng độ Fe tăng tại N10 và N11 trong khi nồng độ của Zn, Pb, Cu, Mn có xu hướng suy giảm. Phân tích tương quan cho thấy, giá trị pH tương quan ngược với nồng độ Zn, Pb và Cu ($r = -0,89, -0,73$ và $-0,80$) và nồng độ Mn, Fe ($r = -0,63$ và $-0,55$). Hàm lượng Zn tương quan mạnh với Pb, Cu, Fe ($r = 0,80, 0,83$ và $0,78$) và tương quan trung bình với Mn ($r = 0,58$).



Hình 5. Hàm lượng các kim loại nặng (a) Zn, (b) Cu, (c) Mn và (d) Fe trong nước tại các điểm thu mẫu trong mùa khô và mùa mưa

Dư lượng thuốc trừ sâu chỉ được phân tích với mẫu lấy trong mùa mưa do một số vấn đề về phòng thí nghiệm. Các dư lượng thuốc trừ sâu nói chung tìm thấy sẽ nhỏ hơn giá trị trung bình của thuốc trừ sâu clo hữu cơ cần thiết từ Vlare II (< 20 ng/l).

Thành phần hóa học của mẫu trầm tích

Giá trị trung bình của P tổng số và N tổng số trong mẫu trầm tích là 0,07 mg/g mẫu khô và 1,29 mg/g mẫu khô. Hàm lượng P tổng số dao động trong khoảng 0,00-0,44 mg/g mẫu khô, trong khi đó N tổng số từ 0,31 đến 4,98 mg/g mẫu khô. Fe nồng độ trong lớp trầm tích của các điểm N10 và N11 không cao như trong nước, thậm chí thấp hơn so với điểm thu mẫu khác, nồng độ của Fe cao nhất được ghi nhận ở điểm N13.

Đặc điểm khu hệ sinh vật động vật không xương sống cỡ lớn

Tổng cộng có 68 họ động vật không xương sống cỡ lớn được xác định tại lưu vực sông Đu với các họ chính: Oligochaeta, Hirudinea, Bivalvia, Gastropoda, Decapoda, Diptera, Hemiptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera và Odonata (Bảng 2).

Bảng 2. Danh sách các đơn vị phân loại được xác định trong lưu vực sông Đu

STT	Bộ (số lượng)	Họ	STT	Bộ (số lượng)	Họ
1	Oligochaeta (1)	Oligochaeta	35		Naucoridae
2	Hirudinea (3)	Erpobdellidae	36		Nepidae
3		Glossiphonidae	37		Notonectidae
4		Hirudinidae	38		Pleidae
5	Bivalvia (5)	Amblemidae	39		Veliidae
6		Corbiculidae	40	Coleoptera (6)	Dytiscidae
7		Janiridae	41		Elminthidae
8		Pisidiidae	42		Gyrinidae
9		Unionidae	43		Hydraenidae
10	Isopoda (1)	Corallanidae	44		Hydrophilidae
11	Gastropoda (9)	Bithyniidae	45		Psephenidae
12		Fluminicolidae	46	Ephemeroptera (7)	Baetidae
13		Frairbankiidae	47		Caenidae
14		Littorinidae	48		Ephemerellidae
15		Pachychilidae	49		Heptagenidae
16		Planorbiidae	50		Leptophlebiidae
17		Stenothyridae	51		Oligoneuriidae
18		Thiaridae	52		Prosopistomatidae
19		Viviparidae	53	Plecoptera (1)	Chloroperlidae
20	Decapoda (4)	Atyidae	54	Trichoptera (4)	Ecnomidae
21		Parathelphusidae	55		Goeridae
22		Planorbiidae	56		Hydropsychidae
23		Potamidae	57		Philopotamidae
24	Arachina (1)	Arachina	58	Odonata (7)	Aeshnidae
25	Diptera (5)	Atherixidae	59		Amphipterygidae
26		Chironomidae	60		Calopterygidae
27		Sciomyzidae	61		Coenagrionidae
28		Simuliidae	62		Corduliidae
29		Tipulidae	63		Gomphidae
30	Hemiptera (10)	Aphelocheiridae	64		Libellulidae
31		Belostomatidae	65	Megaroptera (1)	Corydalidae
32		Corixidae	66	Neuroptera (1)	Sisyridae
33		Gerridae	67	Lepidoptera (1)	Pylalidae
34		Mesoveliidae	68	Orthoptera (1)	Tetrigidae

Hầu hết các nhóm thuộc lớp côn trùng Insecta với đại diện chủ yếu là Bộ Hemiptera với 10 họ, tiếp theo là các Bộ Ephemeroptera (7 họ), Odonata (7 họ) và Coleoptera (7 họ). Tuy nhiên, Gastropoda cũng chiếm ưu thế với 9 họ (Bảng 2).

Sự khác biệt trong phân bố của ĐVKXSCL ở các điểm thu mẫu được ghi nhận. Có tới 13 nhóm phổ biến bắt gặp trên 50% số điểm thu mẫu. Trong lớp Insecta, Chironomidae bắt gặp ở 75% điểm thu mẫu, tiếp theo Hydropsychidae (68%), Parathelphusidae (68%), Palaemonidae (64%), Atyidae (54%), Coenagrionidae (54%), Baetidae (50%), Corydalidae (50%). Bên cạnh đó, các họ khác thuộc lớp Mollusca cũng hay bắt gặp như Pachychilidae (71%), Thiaridae (64%), Viviparidea (57%) và Corbiculidae (54%). Ngoài ra, bộ giun nhiều tơ Oligocheata cũng có ở 50% số điểm thu mẫu. Các nhóm khác (16 taxa) chỉ bắt gặp tại một hoặc hai điểm thu. Liên quan đến phân bố theo mùa, kết quả cho thấy 61 nhóm được tìm thấy trong mùa khô, trong khi mùa mưa là 51 nhóm và 44 nhóm phổ biến cho cả hai mùa.

Trong đợt thu mẫu mùa khô, điểm N5 đa dạng nhất với 30 nhóm sinh vật, tiếp theo là các điểm N6, N1, N2, N3, N8, N14, N7 và N4 tương ứng 28, 27, 23, 23, 21, 21, 20 và 19 nhóm. Tại điểm N11 nơi có giá trị pH nhỏ hơn 5 không bắt gặp nhóm sinh vật nào. Tuy nhiên điểm N10 (nơi pH là 3,14) bắt gặp 3 họ là Planorbidae, Gerridae và Sciomyzidae. Vào giữa mùa mưa, số taxa cao nhất là ở N5 (33 loài), tiếp theo là N1, N6 và N7 (24, 23 và 23). Kết quả tương tự như trong mùa khô, không có sinh vật đã được tìm thấy tại N10 và N11. Sự đa dạng của ĐVKXSCL có xu hướng suy giảm từ thượng nguồn đến hạ lưu tại các điểm thu mẫu ở mỗi nhánh của lưu vực sông Đu.

So sánh chỉ số sinh học ở các điểm thu mẫu

Chỉ số BMWP^{VIET} dao động từ 0 đến 155 ở lưu vực sông Đu (Bảng 3). Trong cả 2 mùa, chỉ số BMWP^{VIET} cao nhất được ghi nhận tại điểm N5, sau đó là điểm N1. Điểm BMWP^{VIET} tại điểm N2, N3 và N14 thấp hơn, tiếp theo là các điểm N4, N7, N8, N9, N12 và N13 và thấp nhất tại điểm N11.

Bảng 3. Điểm số của các chỉ số sinh học

Điểm thu mẫu	Số lượng taxa		BMWP ^{VIET}		ASPT ^{VIET}		EPT	
	Mùa khô	Mùa mưa	Mùa khô	Mùa mưa	Mùa khô	Mùa mưa	Mùa khô	Mùa mưa
N1	28	24	114	104	4,22	4,33	3	5
N2	23	18	98	72	4,26	4,00	4	4
N3	23	14	94	55	4,09	3,93	4	2
N4	19	18	75	65	3,95	3,61	1	1
N5	30	33	122	155	4,07	4,70	6	8
N6	28	23	117	82	4,18	3,57	5	4
N7	20	23	76	68	3,80	2,96	2	2
N8	21	17	67	75	3,19	4,41	2	4
N9	15	16	52	77	3,47	4,81	4	5
N10	3	0	8	0	2,67	0,00	0	0
N11	0	0	0	0	0,00	0,00	0	0
N12	14	9	53	32	3,79	3,56	3	4
N13	12	4	51	17	4,25	4,25	1	0
N14	21	17	101	68	4,81	4,00	6	5

Kết quả đánh giá dựa vào BMWP^{VIET} cho thấy điểm N1 và N5 có chất lượng nước tốt nhất, đặc biệt là điểm N5. Chất lượng nước tại các địa điểm N2, N3, N4, N6, N7, N8 và N14 vẫn có thể được xem là tốt hoặc hơi bị ảnh hưởng. Điểm N9 và N12 có chất lượng nước trung bình, trong khi điểm N13 bị ô nhiễm ở mức độ nhất định. Các điểm N10 và N11 có thể được đánh giá là ô nhiễm nặng nề (Bảng 4). Chất lượng nước không có sự khác biệt giữa hai mùa ($P > 0,05$). Tuy nhiên, chất lượng nước có xu hướng giảm từ thượng nguồn đến hạ lưu tại các điểm thu mẫu ở mỗi nhánh sông.

Chỉ số ASPT^{VIET} tại các địa điểm lấy mẫu dao động trong khoảng 0-4,81. Kết quả nghiên cứu cho thấy chất lượng nước tại N10 và N11 được phân loại là xấu. Chất lượng nước tại các điểm khác nằm trong khoảng trung bình. Chỉ số EPT cao nhất cũng tại điểm N5 ở cả hai mùa và thấp nhất ở điểm N10 và N11 (Bảng 3). Kết quả T-test cho thấy các chỉ số ASPT^{VIET} và EPT không có khác biệt đáng kể giữa các mùa ($P > 0,05$).

Bảng 4. Phân loại chất lượng nước dựa trên điểm BMWP và ASPT

Điểm thu mẫu	BMWP	ASPT
N1	Không bị ô nhiễm	Bị ô nhiễm trung bình
N2	Sạch nhưng bị ô nhiễm nhẹ	Bị ô nhiễm trung bình
N3	Sạch nhưng bị ô nhiễm nhẹ	Bị ô nhiễm trung bình
N4	Sạch nhưng bị ô nhiễm nhẹ	Bị ô nhiễm trung bình
N5	Không bị ô nhiễm	Bị ô nhiễm trung bình
N6	Sạch nhưng bị ô nhiễm nhẹ	Bị ô nhiễm trung bình
N7	Sạch nhưng bị ô nhiễm nhẹ	Bị ô nhiễm trung bình
N8	Sạch nhưng bị ô nhiễm nhẹ	Bị ô nhiễm trung bình
N9	Bị ô nhiễm trung bình	Bị ô nhiễm trung bình
N10	Bị ô nhiễm nặng	Bị ô nhiễm nặng
N11	Bị ô nhiễm nặng	Bị ô nhiễm nặng
N12	Bị ô nhiễm trung bình	Bị ô nhiễm trung bình
N13	Bị ô nhiễm trung bình	Bị ô nhiễm trung bình
N14	Sạch nhưng bị ô nhiễm nhẹ	Bị ô nhiễm trung bình

Mối quan hệ giữa các chỉ số sinh học và các yếu tố thủy lý - hóa học

Bảng 5. Hệ số tương quan ($r \geq 0,4$) giữa các chỉ số sinh học và biến lý-hóa học

Thông số (đơn vị)	Số lượng taxa	BMWPVIET	ASPTVIET	EPT
Vận tốc dòng chảy (m/s)		-0,52	-0,44	
Độ sâu trung bình (m)			-0,49	
pH	0,70			
Nitrate-N (mgN/l)		-0,47		
Zn(mg/l)	-0,54			
Pb(mg/l)	-0,48			
Cu(mg/l)	-0,52			
Mn(mg/l)	-0,51	-0,43		
Fe (mg/l)	-0,60	-0,66		
N tổng số - trầm tích (mg/g)	0,44	0,44		
Fe - trầm tích (mg/g)				-0,44

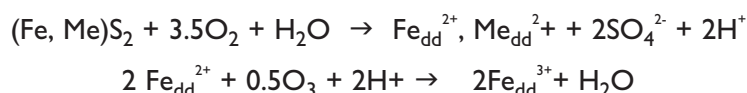
Số lượng các taxa tương quan mạnh với các yếu tố lý - hóa học hơn so với các chỉ số sinh học. Số lượng taxa có tương quan tương đối ngược với nồng độ của hầu hết các kim loại nặng. Ngoài ra, số lượng taxa tương quan khá chặt với pH và tương quan trung bình với N_{ts} trong mẫu trầm tích. Trong các chỉ số sinh học, BMWPVIET tương quan chặt hơn so với chỉ số ASPTVIET và EPT. BMWPVIET tương quan ngược hơi yếu đối với tất cả các kim loại nặng. BMWPVIET cũng tương quan trung bình với vận tốc dòng chảy, pH, N_{ts} trong mẫu trầm tích. Trong nhóm kim loại nặng, Fe có tương quan chặt nhất với số lượng taxa và BMWPVIET.

THẢO LUẬN

Đánh giá chất lượng nước dựa vào các yếu tố thủy lý, thủy hóa

Hầu hết giá trị các yếu tố thủy lý - hóa học trong lưu vực sông Đu ở mùa khô nằm trong khoảng cho phép của TCVN và Vlare II trừ nồng độ kim loại nặng và pH ở các điểm thu mẫu N10 và N11 ở suối Cát. Hàm lượng kim loại nặng cao và các giá trị pH thấp tại điểm này có thể nguyên nhân từ khai thác và chế biến quặng thiếc. Mỏ thiếc Phục Linh nằm ở xã Hà Thượng, thuộc đầu nguồn của suối Cát. Việc khai thác và chiết xuất thiếc trước đây tiến hành bởi các nhà máy, nhưng trong vài năm gần đây, do sự sụt giảm ở cả trữ lượng và chất lượng quặng, việc khai thác hiện nay chủ yếu được thực hiện ở quy mô nhỏ, tư nhân. Theo số liệu điều tra, có khoảng 39 điểm khai thác thiếc dọc suối Cát với tổng sản lượng 800-1.000 tấn quặng thô/tháng. Casiterit là loại quặng thiếc chính ở Phục Linh. Quặng casiterit được nghiền trước khi chiết xuất bằng phương pháp trọng lực. Quá trình chiết xuất không sử dụng hóa chất nào khác. Tuy nhiên, cùng với quặng casiterit còn có các khoáng chất khác, gọi là quặng thứ cấp như là silicat (thạch anh và muscovit), sulfua, muối sulphat và oxit. Arsenopyrit (FeAsS) là khoáng chất sulfua phổ biến nhất, tiếp theo là pyrit (FeS₂), chalcopyrit (CuFeS₂) và stannite Cu_{1,9}(Fe_{1,0}Zn_{0,1})SnS₄. Quặng thứ cấp muối sunfat thường bao gồm hỗn hợp của Ca, Al, Fe và Mg sunphat ngậm nước như pickeringite, copiapite, alunogen, halotrichite và thạch cao (Gomes và Fava, 2005).

Thành phần thủy hóa của nước thải từ quá trình chiết xuất chủ yếu là các sản phẩm từ quá trình ôxy hóa của các khoáng chất sulfua (pirit, arsenopyrit, chalcopyrit và stannite) tạo ra các ion H⁺, SO₄²⁻ và các kim loại (Me) trong dung dịch (dd), như trong phản ứng của Cidu *et al.* (1997):



Khoảng 840 m³ nước thải/ngày từ các điểm khai thác quặng thiếc tư nhân thải trực tiếp vào suối Cát mà không qua xử lý. Nước thải từ điểm khai thác quặng có giá trị pH rất thấp và chứa nồng độ cao của các kim loại nặng là nguyên nhân chủ yếu gây ra hiện tượng axit hóa và hàm lượng cao của các kim loại nặng trong suối Cát. Mặc dù hàm lượng kim loại nặng rất cao trong mẫu nước ở điểm N11 và N10 tuy nhiên lại khá thấp trong các mẫu trầm tích, điều này có thể do nồng độ axit cao, giảm khả năng tái kết tủa của kim loại nặng trong trầm tích.

Nồng độ BOD₅, COD, N_{ts} và P_{ts} tăng cao trong mùa mưa và vượt quá tiêu chuẩn chất lượng nước ở một số điểm thu mẫu, đặc biệt là tại địa điểm đầu nguồn N1, N2, N3, N5, N6. Ngoài ra, có sự tương quan chặt chẽ giữa BOD₅ và N_{ts} (r = 0,78) cũng như giữa COD và N_{ts}, P_{ts} (r = 0,52 và 0,49) cho thấy sự ô nhiễm hữu cơ xảy ra tại các điểm này. Sự tương quan giữa vận tốc dòng nước và N_{ts} (r = 0,41), P_{ts} (r = 0,54), COD (r = 0,75) chỉ ra rằng nồng độ COD, N_{ts} và P_{ts} phụ thuộc theo mùa. Việc tăng hàm lượng hữu cơ trong mẫu nước ở vùng nghiên cứu trong mùa mưa có thể do hòa tan hữu cơ từ các chất thải sinh hoạt không qua xử lý, xói mòn đất và các hoạt động nông nghiệp. Tuy nhiên, điều này không rõ ràng tại các địa điểm hạ nguồn như N8, N12, N13 ở sông Đu - nơi hợp lưu của các dòng nước từ thượng nguồn. Đó có thể là do sự pha loãng, tự lắng và tự làm sạch của dòng sông. Nồng độ rất cao của Fe trong mẫu trầm tích tại N13 có thể là kết quả của sự tích tụ và lắng đọng trầm tích.

Dựa vào các thông số thủy lý, thủy hóa, chất lượng nước lưu vực Đu có thể được đánh giá là "khá tốt" trong mùa khô và "bị ô nhiễm hữu cơ nhẹ" trong mùa mưa, ngoại trừ "bị ô nhiễm axit và kim loại nặng" ở dòng suối Cát.

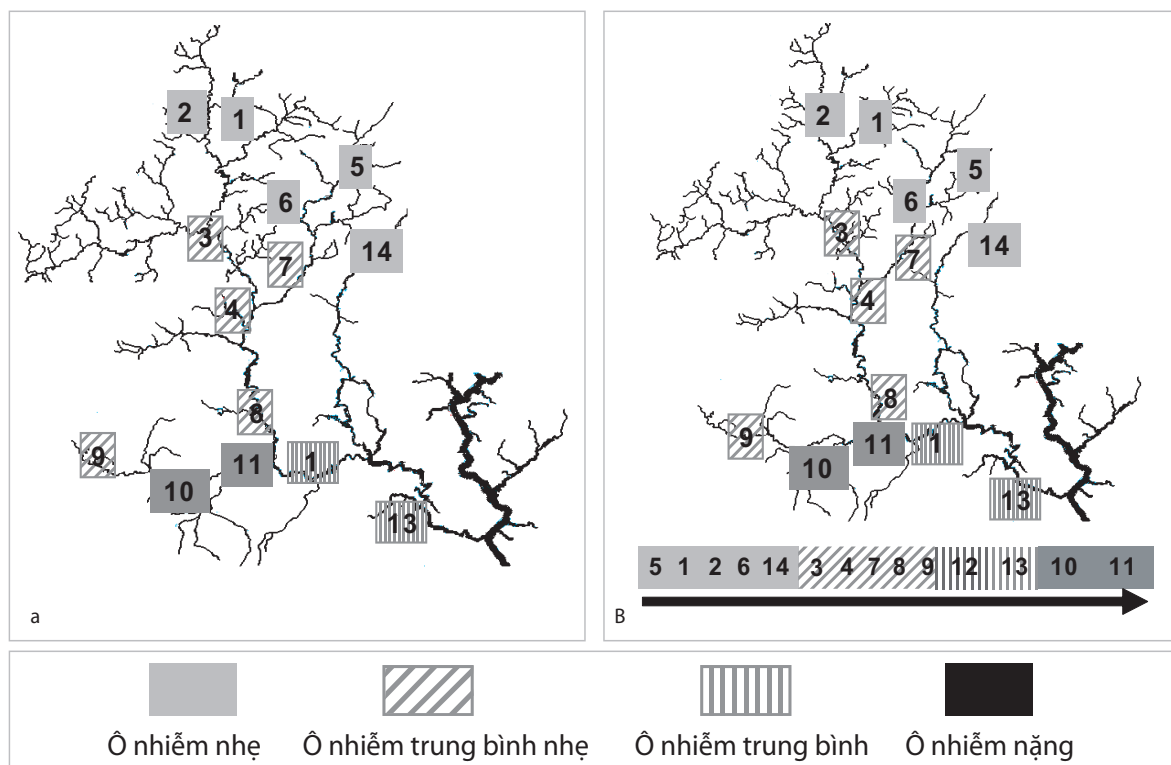
Đánh giá chất lượng nước dựa vào các chỉ số sinh học

Trong nghiên cứu này, ba chỉ số sinh học BMWP^{VIET}, ASPT^{VIET} và EPT đã sử dụng để đánh giá chất lượng nước dựa trên sự có mặt/vắng mặt của động vật không xương sống cỡ lớn. Điểm N5 có số lượng taxa nhiều nhất, chỉ số BMWP^{VIET} cũng như chỉ số EPT cao nhất và được coi là điểm có chất lượng nước tốt nhất trong lưu vực sông Đu. Chỉ số EPT đánh giá chất lượng nước dựa trên các bộ Ephemeroptera, Plecoptera và Trichoptera, đây là các nhóm nhạy cảm với ô nhiễm hữu cơ, vì thế giá trị EPT càng cao chất lượng nước càng tốt. Tuy nhiên, hai họ Hydropsychidae (Trichoptera) và Baetidae (bộ

Ephemeroptera), được xem là các taxa chịu được ô nhiễm hữu cơ trong các họ của bộ Trichoptera và Ephemeroptera (Hawkes, 1979), cũng xuất hiện trong điểm N5. Hydropsychidae và Baetida được cho điểm thấp hơn so với các họ khác của cùng bộ trong BMWP ở Anh cũng như BMWP^{VIET}. Hơn nữa, số lượng taxa phong phú tại điểm N5 là sự hiện diện của số lượng lớn các taxa thuộc bộ chân bụng và hai mảnh vỏ - nhóm có điểm số trung bình và thấp theo BMWP^{VIET}. Ấu trùng của Chironomidae có mặt ở hầu hết các điểm thu mẫu (chiếm 75%) kể cả điểm N5. Nhiều tác giả đã chứng minh rằng sự phong phú mật độ và sinh khối của Chironomidae ở các sông là do giàu chất hữu cơ (Jame, 1979; Lenat, 1983; Fitter and Manuel, 1986). Chironomidae ít bị ảnh hưởng bởi những thay đổi môi trường (Pires et al., 2000; Adriaenssens et al., 2004). Như vậy, chất lượng nước tại điểm N5 được coi có chất lượng nước tốt nhất trong vùng nghiên cứu, tuy nhiên vẫn "bị ô nhiễm hữu cơ nhẹ".

Chỉ số ASPT^{VIET} cho mức độ thấp hơn trong đánh giá chất lượng nước. Được xem là một chỉ số ô nhiễm hữu cơ (De Pauw and Hawkes, 1993), kết quả ASPT^{VIET} chỉ ra rằng hầu như tất cả các điểm lấy mẫu trong vùng nghiên cứu bị ô nhiễm hữu cơ ở mức trung bình. Chỉ số ASPT cũng ít nhạy cảm hơn BMWP liên quan đến mức độ sai số do lấy mẫu và thay đổi theo mùa (Armitage et al., 1983; Pinder et al., 1987; Rodriguez and Wright, 1991). Do đó, nỗ lực để phân loại chất lượng nước dựa trên chỉ số ASPT cho kết quả tốt hơn dựa trên BMWP (Armitage et al., 1983).

Các kết quả thu được trên chỉ số BMWP^{VIET}, ASPT^{VIET} và EPT có thể dẫn đến kết luận là chất lượng nước ở sông Đu đã "bị ô nhiễm hữu cơ từ nhẹ đến trung bình" và "bị ô nhiễm axit và kim loại nặng". Điểm N5 tại thượng nguồn của dòng Đu được xem là vùng có chất lượng nước tốt nhất, tuy nhiên vẫn "bị ô nhiễm hữu cơ nhẹ". Mức độ ô nhiễm tăng dần từ nhẹ đến nặng từ thượng nguồn sông đến hạ nguồn. Chất lượng nước của dòng suối Đu cao hơn so với các dòng khác trong lưu vực sông Đu, trong khi đó dòng suối Cát có chất lượng nước thấp nhất. Đánh giá chất lượng nước ở các lưu vực sông Đu dựa trên phương pháp sinh học cho các kết quả chi tiết hơn, điều đó không thể có được bằng phương pháp lý



Hình 6. Đánh giá chất lượng nước lưu vực sông Đu theo (a) phương pháp lý hóa học và (b) phương pháp sinh học

Các kết quả trên cũng đề xuất BMWP^{VIET} cần được sử dụng song song với chỉ số khác. Sự tương quan chặt chẽ ($r = 0,97$) giữa BMWP^{VIET} và số lượng taxa cho thấy rằng BMWP bị ảnh hưởng bởi số lượng taxa trong khi số lượng taxa phụ thuộc vào kỹ thuật lấy mẫu và mùa. Hơn nữa, mối quan hệ giữa BMWP^{VIET} và ASPT^{VIET} và EPT ($r = 0,73$ và $0,84$) chỉ ra rằng ASPT^{VIET}, EPT có thể được đi kèm trong việc sử dụng với BMWP^{VIET}.

Mối quan hệ giữa các thông số môi trường và số lượng taxa

Phân tích mối tương quan được thực hiện để làm sáng tỏ các mối quan hệ giữa các yếu tố lý-hóa học và số lượng taxa. Kết quả cho thấy, độ pH, hàm lượng kim loại nặng và tốc độ dòng chảy thể hiện mối quan hệ mạnh mẽ với số lượng các taxa. Tương quan mạnh giữa số lượng taxa phân loại và độ pH ($r = 0,70$) có thể chỉ ra rằng pH là một yếu tố định hướng cho ĐVKXSCL tại địa điểm nghiên cứu. Đặc biệt, tại các điểm N10 và N11, điều kiện tự nhiên thích hợp cho các sinh vật nhưng pH thấp có thể là một trong những nguyên nhân gây ra số lượng taxa thấp. Hàm lượng kim loại nặng cao có thể là một lý do khác bởi lẽ số lượng ĐVKXSCL tương quan ngược với tất cả các kim loại nặng. Sự suy giảm đa dạng các taxa tại điểm N13 có thể do nồng độ Fe cao trong trầm tích.

Số lượng taxa tương quan ngược với tốc độ dòng chảy. Cường độ dòng chảy mạnh có thể xói mòn các hốc, thay thế biến động độ sâu hoặc nông, điều này không thuận lợi cho sinh trưởng và phân bố của hầu hết các taxa ĐVKXSCL (Brinkhurst and Cook, 1974; Horton H. Horbbs and Edward T. Hall, 1974; Jame, 1979). Điều này có thể giải thích sự sụt giảm đa dạng của ĐVKXSCL mùa mưa so với mùa khô.

KẾT LUẬN

Trong nghiên cứu này, chất lượng nước ở lưu vực sông Đu được đánh giá là "chấp nhận được" cho sinh vật thủy sinh mùa khô. Trong mùa mưa, chất lượng nước bị ô nhiễm hữu cơ nhẹ. Tuy nhiên, chất lượng nước tại hai điểm (N10 và N11) bị ô nhiễm nặng khi pH quá thấp và hàm lượng kim loại nặng rất cao. Theo các chỉ số sinh học BMWPIET, ASPTVIET và EPT chất lượng nước ở lưu vực sông Đu ở các điểm thu mẫu nói chung được đánh giá là "từ "ô nhiễm nhẹ" tới "ô nhiễm trung bình", nhưng "bị ô nhiễm nặng" ở vị trí N11 và N10. Chất lượng nước có xu hướng suy giảm từ thượng nguồn đến hạ lưu. BMWPIET dựa trên ĐVKXSCL ở mức độ Họ để đánh giá nhanh chất lượng nước có thể cho kết quả khá chính xác hơn phương pháp hóa lý học, tuy nhiên BMWPIET nên được sử dụng song song với các chỉ số khác như ASPTVIET và EPT. Phân tích tương quan cũng phần nào giải thích được mối quan hệ giữa quần xã động vật không xương sống cỡ lớn và điều kiện sống của chúng, góp phần hiểu rõ tình trạng của lưu vực sông để triển khai tốt hơn các phương pháp quan trắc và quản lý.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Adriaenssens, V., F. Simons, L.T.H. Nguyen, B. Goddeeris, P.L.M. Goethals, and N.D. Pauw, 2004. Potential of Bio - Indication of Chironomid Communities for Assessment of Running Water Quality in Flanders (Belgium). *Belg J Zool*, 134: 31-40.
- Armitage, P.D., D. Moss, J.F. Wright, and M.T. Furse, 1983. The Performance of a New Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates over a Wide Range of Unpolluted Running-water Sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- Bartram, J., Makela, A. and E. Malkki, 1996. Field Work and Sampling. *In: Bartram, J. and Ballance, R. (Eds). Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. E & FN spon, London: 71-94.*
- Brinkhurst, R.O. and D.G. Cook, 1974. *Aquatic Earthworms (Annelida: Oligochaeta)*. Academic Press, New York and London.
- Cidu, R., R. Caboi, L. Fanfani and F. Frau, 1997. Acid Drainage from Sulfides Hosting Gold Mineralization (Furtei, Sardinia). *Environmental Geology*, 30: 231-237.
- Cục Bảo vệ Môi trường Việt Nam, 2006. Những lưu vực sông quan trọng ở Việt Nam: sông Sài Gòn - Đồng Nai, sông Nhuệ - Đáy and sông Cầu. Cục Bảo vệ Môi trường Việt Nam (VEPA), Hà Nội.
- De Pauw, N. and Hawkes, H.A., 1993. Biological monitoring of river water quality. *In: Walley, W.J. and Judd, S. (Eds). River water quality monitoring and control. Aston University, Birmingham, UK: 87-111.*
- Fitter, R. and Manuel, R., 1986. *Collins field guide to freshwater life of Britain and North-West Europe* William Collins sons & Co. Ltd, London, UK.

- Gomes, M.E.P. and Favas, P.J.C., 2005. Mineralogical controls on mine drainage of the abandoned Ervedosa tin mine in north-eastern Portugal. Symposium on Mineralogy and Geochemistry of Acid Mine Drainage and Metalliferous Minewastes held at the 15th Annual VM Goldschmidt Conference, Pergamon-Elsevier Science Ltd, Moscow, ID: 1322-1334.
- Hawkes, H.A., 1979. Invertebrates as Indicators of River Water Quality. *In*: Jame, A. and Evison, L. (Eds). Biological Indicators of Water Quality. John Wiley & Sons, Chichester: 1-45.
- Hellawell, J., 1977. Biological Surveillance and Water Quality Monitoring. *In*: Albater, J.S. (Eds). Biological Monitoring of Inland Fisheries. Applied Science Publishers Ltd, London: 69-96.
- Horton H. Horbbs, J. and Edward T. Hall, J., 1974. Crayfishes (Decapoda: Astacidae). *In*: C.W.Hart and Fuller, S.L.H. (Eds). Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates, New York and London: 195-214.
- Jame, A., 1979. The Value of Biological Indicator in Relation to Other Parameter of Water Quality. *In*: Jame, A. and Evison, L. (Eds). Biological Indicator of Water Quality. John Wiley & Sons, Great Britain: 1-15.
- Lenat, D.R., 1983. Chironomid Taxa Richness: Natural Variation and Use in Pollution Assessment. *Fresh Invert Biol*, 2: pp.192-198.
- McCafferty, W.P. and Provonsha, A.V., 1983. Aquatic Entomology: The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and Their Relatives. Jones and Bartlett Publishers, Boston.
- Minshall, G.W., 1984. Aquatic Insect - substratum Relationship. *In*: Resh, V.H.a.R., D.M. (eds) The Ecology of Aquatic Insects. Praeger Scientific, New York: 358-400.
- Pinder, L.C.V., Ladle, M., Gledhill, T., Bass, J.A.B. and Matthews, A.M., 1987. Biological surveillance of water quality-I. A comparison of macroinvertebrate surveillance methods in relation to assessment of water quality, in a chalk stream. *Arch Hydrobiol*, 109: 207-226.
- Pires, A.M., Cowx, I.G. and Coelho, M., 2000. Benthic macroinvertebrate communities of intermitten streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia*, 435: p.167-175.
- Nguyễn Xuân Quỳnh, Clive Pinder, Steve Tilling, 2001. Định loại các nhóm động vật không xương sống nước ngọt thường gặp ở Việt Nam. NXB Đại học Quốc gia Hà Nội.
- Nguyễn Xuân Quỳnh, Clive Pinder, Steve Tilling và Mai Đình Yên, 2002. Giám sát sinh học môi trường nước ngọt bằng động vật không xương sống cỡ lớn. NXB Đại học Quốc gia Hà Nội.
- Rodriguez, P. and Wright, J.F., 1991. Description and Evaluation of a Sampling Strategy for Macroinvertebrate Communities in Basque rivers (Spain). *Hydrobiology*: 213: pp.113-124.
- Rosenberg, D.M. and Resh, V.H., 1993. Freshwater Monitoring and Benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.
- Sở Tài nguyên và Môi trường Thái Nguyên (Sở TNMTTN), 2006. Báo cáo hiện trạng môi trường tỉnh Thái Nguyên 2004 - 2005. Sở Tài Nguyên và Môi trường Thái Nguyên, Thái Nguyên.