

ẢNH HƯỞNG TIỀM TÀNG CỦA DƯỢC PHẨM TRONG THỦY VỰC – LƯU Ý ĐỐI VỚI CÁC LOẠI DƯỢC SỬ DỤNG TRONG NUÔI TRỒNG THỦY SẢN

POTENTIAL EFFECTS OF PHARMACEUTICALS IN WATER BODIES - ESPECIALLY THOSE USED IN AQUACULTURE

Nguyễn Văn Quỳnh Bôi, Trương Thị Bích Hồng và Tôn Nữ Mỹ Nga*

Viện Nuôi trồng Thủy sản, Trường Đại học Nha Trang

* Tác giả liên hệ: Tôn Nữ Mỹ Nga; Email: ngatnm@ntu.edu.vn

Ngày nhận bài: 18/08/2025; Ngày phản biện thông qua: 08/10/2025 ; Ngày duyệt đăng: 25/12/2025

Tóm tắt

Sự phát thải dược phẩm ra môi trường nước đang trở thành vấn đề toàn cầu do những tác động tiềm tàng đến hệ sinh thái thủy sinh. Nguồn phát sinh chủ yếu là nước thải sinh hoạt, bệnh viện và hoạt động công nghiệp, nông nghiệp bao gồm cả nuôi trồng thủy sản. Trong môi trường nước, dược phẩm có thể trải qua các quá trình biến đổi như quang phân, thủy phân, phân hủy sinh học hoặc tích lũy trong trầm tích. Mặc dù nồng độ thường thấp (ng/L đến $\mu\text{g/L}$), nhiều trường hợp vượt ngưỡng an toàn sinh thái, gây ảnh hưởng đến vi sinh vật, tảo, cá và các loài thủy sinh khác. Những tác động ghi nhận gồm rối loạn hormone, thay đổi tập tính, giảm sinh trưởng, giảm sinh sản và phát sinh tình trạng kháng kháng sinh. Ngành nuôi trồng thủy sản, đặc biệt ở Việt Nam, hiện sử dụng phổ biến kháng sinh, thuốc diệt ký sinh trùng và hóa chất phòng trị bệnh, góp phần đáng kể vào ô nhiễm môi trường nước bởi dư lượng dược phẩm. Do đó, cần quản lý chặt chẽ việc sử dụng dược phẩm trong nuôi trồng thủy sản, nâng cao nhận thức cộng đồng và áp dụng biện pháp giám sát– kiểm soát là yêu cầu cấp bách nhằm bảo vệ hệ sinh thái thủy sinh.

Từ khóa: Biến đổi, dược phẩm, hệ sinh thái thủy sinh, ô nhiễm, nuôi trồng thủy sản

Abstract

The release of pharmaceuticals into the aquatic environment has been becoming a global problem due to their potential impacts on aquatic ecosystems. The main sources are domestic wastewater, hospitals, industries and agriculture including aquaculture activities. In the aquatic environment, pharmaceuticals can undergo transformation processes such as photolysis, hydrolysis, biodegradation or accumulation in sediments. Although concentrations are usually low (ng/L to $\mu\text{g/L}$), in many cases they exceed ecological safety thresholds, affecting microorganisms, algae, fish and other aquatic species. Recorded impacts include hormone disruption, behavioral changes, reduced growth, reduced reproduction and emergence of antibiotic resistance. The aquaculture industry, especially in Vietnam, currently widely uses antibiotics, antiparasitics and chemicals for disease prevention and treatment, contributing significantly to water pollution by pharmaceutical residues. Therefore, strict management of the use of pharmaceuticals in aquaculture, raising public awareness and applying monitoring and control measures are urgent requirements to protect aquatic ecosystems.

Keywords: Transformation, pharmaceuticals, aquatic ecosystems, pollution, aquaculture,

1. Mở đầu

Dược phẩm theo nghĩa rộng là những hợp chất hóa học vô cơ hoặc hữu cơ tổng hợp hoặc thu nhận từ tự nhiên được sử dụng để ngăn ngừa hoặc điều trị bệnh (bao gồm cả

chẩn đoán) trong chăm sóc sức khỏe con người và sản xuất nông nghiệp nói chung [12, 19]. Về bản chất, những hợp chất có hoạt tính dược là các phân tử phức tạp có chức năng, tính chất lý, hóa và sinh học khác

nhau [19]. Mặt khác, dược phẩm là các chất có hoạt tính sinh học tồn tại lâu dài, khi đào thải vào môi trường tự nhiên sẽ ảnh hưởng đến tính ổn định của hệ sinh thái [20]. Vì lý do này, dược phẩm được xem là những tác nhân gây ô nhiễm “giả bền” [14, 28, 31] do chúng thường có thời gian bán hủy dài hơn trong môi trường [23] và liên tục được thải vào môi trường nước ở liều lượng thấp [50] thông qua nhiều con đường (nước thải của nhà máy xử lý nước thải, nước thải sinh hoạt, xả thải từ bệnh viện, xả thải không thỏa đáng từ các nhà máy có liên quan đến dược phẩm) dẫn đến nguy cơ ngộ độc mãn tính cho sinh vật và con người [22].

Theo OECD (2019), các nhà máy xử lý nước thải thông thường không được thiết kế để loại bỏ hoàn toàn các loại dược phẩm khỏi nước thải vì chúng có tính bền ổn định và mạnh mẽ với bản chất phân cực và không bay hơi [34]. Hơn nữa, các loại dược phẩm thú y được sử dụng trong nông nghiệp và nuôi trồng thủy sản có thể xâm nhập trực tiếp vào các nguồn nước hoặc qua dòng chảy bề mặt (ô nhiễm khuếch tán). Do vậy, dược phẩm là mối quan tâm lớn của các cơ quan y tế công cộng quốc gia do sự phơi nhiễm mãn tính với mức độ vết (có nghĩa ở mức xác định được sự có mặt dược phẩm ở ngoài môi trường nhưng không gây ảnh hưởng cấp tính rõ ràng) của hỗn hợp dược phẩm có thể gây ra những mối đe dọa đối với môi trường nước [14]. Khan và Barros (2023) cho rằng các dược phẩm có thể ảnh hưởng đến tập tính và khả năng sinh sản của các sinh vật thủy sinh, gây ra những tác động dây chuyền lên toàn bộ hệ sinh thái [29]. Sự hiện diện với số lượng ngày càng tăng của dược phẩm và các sản phẩm biến đổi của chúng trong

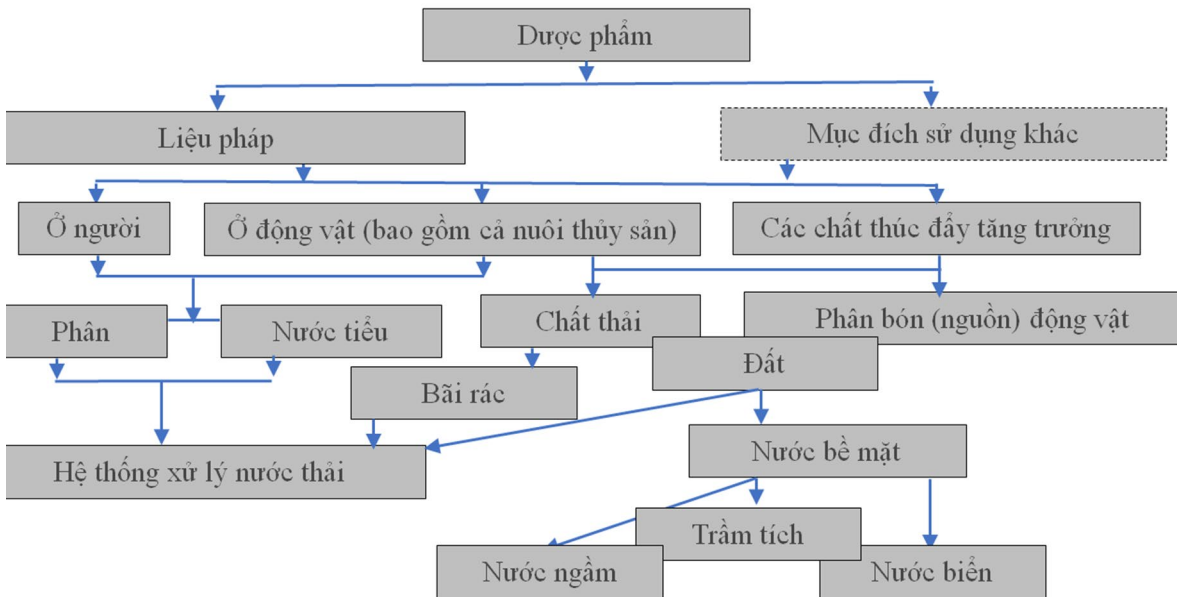
môi trường đã là một chủ đề ngày càng được quan tâm do ảnh hưởng của chúng đến các sinh vật sống (bao gồm cả con người) [16, 20] và trở thành một thách thức với khoa học hiện đại [29].

Vấn đề dược phẩm trong môi trường nước được chú ý ở Hoa Kỳ (US) vào thập niên 1970s và gần một thập niên sau đó ở Anh [33]. Tuy nhiên, những tiến bộ về kỹ thuật phân tích (ví dụ sắc ký) với nồng độ phát hiện từ $\mu\text{g/L}$ đến ng/L cho phép các nhà nghiên cứu xác định số lượng lớn các thành phần dược phẩm trong môi trường, buộc cộng đồng khoa học phải cân nhắc loại ô nhiễm này là một vấn đề tiềm ẩn đáng quan tâm [33]. Theo OECD (2019) [34], sự hiện diện của dược phẩm trong hệ sinh thái nước ngọt và trên cạn có thể dẫn đến việc hấp thụ dược phẩm vào sinh vật hoang dã và có khả năng tích tụ sinh học. Con người sau đó có thể bị phơi nhiễm thông qua nước uống và việc ăn phải (các) sản phẩm chứa dư lượng và/hoặc chất chuyển hóa của dược phẩm. Mặc dù vậy, theo khía cạnh quản lý, nguy cơ do việc thải các dược phẩm ra môi trường đối với thủy sinh vật chỉ được xem xét trong những năm gần đây và chỉ khi nồng độ dự đoán trong môi trường vượt quá ngưỡng giá trị $0,01 \mu\text{g/l}$ [34]. Do vậy, dữ liệu về độc tính sinh thái của các chất này, đặc biệt dữ liệu về tác động của các dược phẩm trong nước biển tương đối ít [50].

Đặt vấn đề tìm hiểu ô nhiễm môi trường nước do dược phẩm và những rủi ro tiềm tàng, bài viết khái quát một số vấn đề về nguồn gây ô nhiễm, sự biến đổi và các ảnh hưởng của chúng đối với thủy sinh vật và hệ sinh thái thủy sinh, tập trung đối với những dược phẩm được sử dụng trong nuôi trồng thủy sản.

II. Nội dung

1 Nguồn gốc dược phẩm trong thủy vực



Hình 1. Nguồn, phân bố và các “bồn chứa” của dược phẩm

(Nguồn: Phỏng theo Giri và cộng sự, 2014) [19]

Trong thực tế, nhiều loại dược phẩm liên tục được thải vào các thủy vực với nồng độ và nguồn gốc thay đổi trong phạm vi rộng, có thể từ việc thải bỏ các loại dược phẩm quá hạn và/hoặc không được sử dụng [11], từ các chất được bài tiết qua nước tiểu, phân ở dạng hoạt chất hay những chất chuyển hóa [19]. Theo Ojemaye và Petrik (2019), những con đường khác nhau đưa dược phẩm vào môi trường có thể bao gồm các bãi chôn lấp, bể tự hoại, nước thải đô thị, nước thải công nghiệp và hoạt động nông nghiệp (bao gồm cả nuôi thủy sản) [11]. Ngay cả nước thải được xử lý, ngoại trừ các nhà máy/hệ thống xử lý nước thải (WWTP - wastewater treatment plant) được xử lý bậc ba, các WWTP đáp ứng được các yêu cầu quy định về xử lý nước thải chỉ có hiệu quả ở mức độ vừa phải trong việc loại bỏ dược phẩm [31]. Do vậy, việc tiêu thụ rộng rãi các loại dược phẩm và hiệu quả hạn chế đối với quá trình xử lý nước thải đã dẫn đến sự phổ biến của dược

phẩm trong môi trường nước [14]. Bên cạnh đó, nước chảy tràn từ vùng đất nông nghiệp và việc sử dụng không kiểm soát trong nuôi trồng thủy sản cũng đưa đến nguồn dư lượng dược phẩm nông ngư nghiệp quan trọng trong hệ sinh thái thủy sinh [28].

2. Biến đổi của dược phẩm trong môi trường nước

Nồng độ và tác động của dược phẩm trong môi trường nước phụ thuộc vào sự kết hợp của nhiều biến số, bao gồm độc tính, sự phân hủy, tính bền vững và tính di động của dược phẩm; nguồn và thời điểm ô nhiễm; công nghệ của nhà máy xử lý nước thải, hiệu quả hoạt động loại bỏ; hoạt động nông nghiệp và thú y; độ nhạy cảm của môi trường tiếp nhận và lịch sử phơi nhiễm [34]. Theo Ojemaye và Petrik (2019), các dược phẩm khác nhau về cấu trúc và hoạt động, ứng dụng và chuyển hóa của chúng ở động vật và con người cũng như tác động của chúng trong môi trường [11]. Cơ chế chuyển

hóa của các dược phẩm đã được giải thích bởi Corcoran và cộng sự (2010) [12] rằng nồng độ dược phẩm được phát hiện trong môi trường nước không chỉ được quyết định bởi mức độ sử dụng mà còn theo mức độ trao đổi chất xảy ra trong cơ thể sinh vật, tốc độ phân hủy trong hệ thống nước thải và nguồn nước tiếp nhận (bao gồm cả quang phân), và phương thức các hợp chất phân bố trong cột nước/trầm tích. Mức độ trao đổi chất xảy ra có thể khác nhau rất nhiều giữa các hợp chất; một số dược chuyển hóa hoàn toàn, trong khi các hợp chất khác không được chuyển hóa và được bài tiết hoàn toàn dưới dạng hợp chất gốc. Thông thường, quá trình trao đổi chất làm thay đổi cấu trúc hóa học dẫn đến thay đổi đặc tính của các phân tử có hoạt tính, trong một số trường hợp khiến chúng bất hoạt. Tuy nhiên, không phải lúc nào cũng xảy ra điều này nên một số tạo ra chất chuyển hóa có hoạt tính sinh học [12]. Hình 2 cho thấy dược phẩm đi vào trong môi trường nước được chuyển dạng qua hai giai đoạn. Ở giai đoạn I có thể xảy ra các quá trình oxi hóa hoặc khử hoặc thủy phân; ở giai đoạn 2 là quá trình liên kết với các hợp chất khác [19].



Hình 2. Biến đổi của “dược phẩm” trong môi trường nước [19]

Trong nước, sự biến đổi của dược phẩm phụ thuộc vào mức độ suy giảm tự nhiên của chúng và các đặc tính hóa, lý của mỗi loại dược phẩm (hằng số phân ly (pKa), hệ số phân tán octanol – nước (log Kow), hệ số hấp phụ dựa trên carbon hữu cơ (log Koc) và hệ số phân phối nước - rắn (log Kd)) [14], điển hình là độ hòa tan trong nước [31]. Theo đó, sự biến đổi của dược phẩm trong môi trường nước tùy thuộc nhiều yếu tố như tốc độ và mức độ biến đổi của dược phẩm gốc, cấu trúc của các chất chuyển hóa mới được hình thành và lượng dược phẩm ban đầu và các chất chuyển hóa của nó đã được đào thải. Theo Shola và cộng sự (2022) [44], trong hệ sinh thái thủy sinh (nước ngọt và biển), các cơ chế khác nhau điều chỉnh sự chuyển dạng/lắng đọng của các hoạt chất, bao gồm quang phân (bởi tia cực tím), hấp phụ, thủy phân, hòa tan trầm tích, phân hủy sinh học kỵ khí và hiếu khí. Theo đó, các dược phẩm có thể chuyển thành 3 dạng tiềm năng chính trong môi trường nước: (i) khoáng hóa thành nước và CO₂; (ii) chuyển hóa nhưng vẫn tồn tại ở dạng hòa tan trong nước của hợp chất gốc, do đó đi qua nhà máy xử lý nước thải, cuối cùng đi vào các vùng nước tiếp nhận và sau đó có thể tác động đến các sinh vật dưới nước nếu chất chuyển hóa có hoạt tính sinh học, và (iii) phức hợp cao phân tử (polymer) hòa tan trong lipid và không bị phân hủy nhanh chóng, do đó, một phần sẽ được duy trì trong bùn [44].

Nhìn chung, nồng độ dược phẩm được phát hiện trong môi trường nước tương đối thấp, thường ở ng L⁻¹ đến µg L⁻¹, nhưng ở một số quốc gia, nồng độ kháng sinh và các loại thuốc khác, bao gồm thuốc chẹn beta, thuốc kháng axit và thuốc chống trầm cảm có thể cao hơn [12]. Thông thường, với giả định rằng độ pha loãng sẽ thể hiện cho “hệ số” an toàn, nồng độ dược phẩm trong các thủy vực nước biển đã không được chú ý [11]. Điển hình như ở Địa Trung Hải, tổng quan của Desbiolles và cộng sự (2018) [14] cho thấy các loại dược phẩm

gây ô nhiễm thủy vực bao gồm kháng sinh, kháng viêm, chống trầm cảm, hormone sinh dục, điều chỉnh lipid và chẹn beta với nồng độ thay đổi 1- 10.000 ng. L⁻¹ trong nước sông 0 - 3.000 ng L⁻¹ trong nước biển; đáng lưu ý các tác nhân ô nhiễm như là thuốc giảm đau, kháng sinh, thuốc lợi tiểu, hormone và thuốc kháng histamine với nồng độ hàng chục ng L⁻¹ trong nước biển [14]. Tuy nhiên, Gaw và cộng sự (2014) [18] đã chỉ ra rằng 113 dược phẩm và chất chuyển hóa đã được phát hiện ở vùng nước ven biển với nồng độ dao động trong khoảng 0,01- 6800 ng L⁻¹; trong đó, nồng độ tối đa của 69 hợp chất vượt quá ngưỡng của Cơ quan Dược phẩm châu Âu về nồng độ dự đoán trong môi trường đối với nước bề mặt là 0,01 µg L⁻¹. Cũng nên lưu ý rằng có khả năng đa số các dược phẩm/hóa chất sử dụng trong nuôi trồng thủy sản phát thải trực tiếp hoặc gián tiếp vào nước với đường đi ngắn hơn đưa đến ô nhiễm với nồng độ cao hơn.

3. Ảnh hưởng tiềm tàng do dược phẩm trong thủy vực

Theo Khan và cộng sự (2023) [29] các rủi ro của dược phẩm trong môi trường nước bao gồm ảnh hưởng có khả năng xảy ra đối với chuỗi thức ăn, sức khỏe của cá và các sinh vật thủy sinh khác mà con người tiêu thụ. Ngoài

ra, dư lượng dược phẩm có thể dẫn đến sự phát triển của tảo và vi khuẩn có hại trong nước và khiến nước không phù hợp để con người sử dụng. Theo đó, những rủi ro này có thể được xem xét như là ảnh hưởng tiềm tàng của dược phẩm trong môi trường nước.

3.1. Ảnh hưởng từ dược phẩm dành cho người

Số lượng các loại dược phẩm đang được sử dụng trên toàn cầu chưa được thống kê chính xác, thay đổi trong khoảng 3.000 [36] đến 4.000 [34, 39] với sản lượng mỗi năm vượt quá hàng trăm triệu tấn [35], trong đó, thuốc kháng sinh, chống viêm và giảm đau là những loại phổ biến nhất. Khái quát, tốc độ gia tăng sản xuất và tính đa dạng các dược phẩm đã dẫn đến sự xuất hiện rộng rãi của chúng trong môi trường nước trên khắp thế giới với nhiều hoạt chất dược được phát hiện trong đất, trầm tích đáy, bùn thải, khu hệ sinh vật, nước bề mặt, nước ngầm và cả nước uống [20, 34] đưa đến những rủi ro tiềm tàng. Tổng quan của Huerta và cộng sự (2012) [28] đã đề cập đến những tác động do phơi nhiễm dài hạn với các dược phẩm ở vi khuẩn, tảo, thực vật bậc cao, động vật không xương sống, cá và lưỡng cư với những phân tích mẫu đồng nhất toàn bộ cơ thể hoặc mẫu riêng biệt của cơ, não, gan, mang, thận, máu.

Bảng 1. Những tác động tiêu cực của một số loại dược phẩm trong môi trường đối với sinh vật thủy sinh

Nhóm liệu pháp	Loại dược phẩm	Tác động và sinh vật bị ảnh hưởng
Thuốc giảm đau (Analgesics)	Diclofenac, Ibuprofen	Tổn thương cơ quan, giảm khả năng nở (cá) Độc tính di truyền, độc tính thần kinh và stress oxy hóa (nhuyễn thể) Rối loạn hormone (ếch)
Kháng sinh (Antibiotics)	-	Giảm tăng trưởng (vi khuẩn, tảo và thực vật thủy sinh) Tác động gián tiếp đến tình trạng kháng kháng sinh (động vật nói chung)
Chống ung thư (Anti-cancer)	Cyclophosphamide ¹ , Mitomycin C, Fluorouracil	Độc tính di truyền, gây đột biến, gây ung thư
Thuốc trị tiểu đường (Antidiabetics)	Metformin	Ảnh hưởng tiềm tàng gây rối loạn nội tiết (cá)

Nhóm liệu pháp	Loại dược phẩm	Tác động và sinh vật bị ảnh hưởng
Chống co giật (Anti-convulsants)	Carbamazepine, Phenytoin, valproic acid	Độc tính sinh sản (động vật không xương sống), chậm phát triển (cá)
Kháng nấm (Antifungals)	Ketoconazole, Clotrimazole, Triclosan	Giảm tăng trưởng (tảo, cá); Rối loạn hormone
Kháng histamin	Hydroxyzine, Fexofenadine, Diphenhydramine	Thay đổi tập tính, tốc độ tăng trưởng và tốc độ bắt mồi (cá); Thay đổi hành vi và độc tính sinh sản (động vật không xương sống)
Chống ký sinh trùng (Antiparasitics)	Ivermectin	Tăng trưởng và giảm sinh sản (động vật không xương sống)
Chẹn Beta (Beta blockers)	Propranolol	Tập tính sinh sản (cá), độc tính sinh sản (động vật không xương sống)
Dược phẩm gây rối loạn nội tiết	E2, EE2, Levonorgestrel	Rối loạn các hormone gây độc tính sinh sản (cá, ếch)
Thuốc tâm thần	Fluoxetine, Sertraline, Oxazepam, Citalopram, Chlorpromazine	Thay đổi hành vi - ăn uống, hoạt động, tập tính quần đàn (cá); Rối loạn do hormone (cá) Thay đổi hành vi - bơi lội và ẩn nấp (động vật không xương sống) Độc tính sinh sản và rối loạn do hormone (động vật không xương sống)

Ghi chú: ¹ Chuyển đổi Cyclophosphamide và Ifosfamide; E2: 17 β - estradiol (estrogen steroid tự nhiên); EE2: 17 α - ethinylestradiol (estrogen tổng hợp) [34].

Theo OECD (2019) [34], một số dược phẩm đã được chứng minh là gây ra tác động tiêu cực không mong muốn lên sinh vật, bao gồm tử vong cũng như những thay đổi về sinh lý, tập tính và sinh sản. Những dược phẩm đáng lo ngại nhất bao gồm thuốc giảm đau, hormone, kháng sinh, điều trị ung thư và thuốc chống trầm cảm được sử dụng cho con người; và hormone, kháng sinh và thuốc diệt ký sinh trùng được sử dụng làm dược phẩm thú y. Điển hình, thuốc tránh thai đường uống đã gây ra tính cái ở cá và động vật lưỡng cư, thuốc chống trầm cảm đã làm thay đổi tập tính của cá khiến chúng ít sợ nguy hiểm hơn và dễ bị động vật ăn thịt tấn công. Tác động của các loại dược phẩm khác đối với môi trường ít được biết đến hơn. Phần lớn các loại dược phẩm chưa được đánh giá về độc tính dài hạn, sự xuất hiện hoặc biến đổi của chúng trong môi trường, và do đó rất khó để khái quát rủi ro mà chúng có thể gây ra. Ngoài ra, thực tế đã chứng minh rằng các dược

chất thường được trộn lẫn với nhau và kết hợp với các chất gây ô nhiễm khác [34].

3.2. Ảnh hưởng từ dược phẩm trong nuôi trồng thủy sản

Hàng loạt phức hợp có hoạt tính khác nhau được sử dụng trong nuôi trồng thủy sản bao gồm các chất kháng khuẩn (antibacterials), kháng ký sinh trùng (antiparasitics), sát trùng (antiseptics), gây mê (anesthetics), khử trùng (disinfectants), thuốc trừ sâu (pesticides), thuốc diệt tảo (algicides), thuốc diệt cỏ (herbicides) và các sản phẩm chống hà/bám bẩn (antifoulants/antifouling) [8, 10] đều có khả năng gây tác động bất lợi đến môi trường. Với bối cảnh ngành nuôi trồng thủy sản ngày càng phát triển, việc sử dụng các loại hóa chất trên cũng ngày càng gia tăng [10].

Theo Brunton và cộng sự (2019) [9], nuôi thủy sản thâm canh có thể thúc đẩy việc sử dụng kháng sinh bừa bãi nhằm phòng trị bệnh và tăng năng suất mà thông thường là để bù

đáp cho những thiếu sót trong quản lý và kỹ thuật. Việc sử dụng các sản phẩm phòng trừ dịch bệnh và các hóa chất khác với lượng lớn tiềm ẩn nguy cơ gây ô nhiễm môi trường, thể hiện những ảnh hưởng bất lợi cả đối với hệ sinh thái cũng như người tiêu dùng. Cengizler (2017) nhận định rằng chỉ với các “chất diệt khuẩn” (biocide) cũng đưa đến những rủi ro cần được đánh giá đúng mức, bao gồm: (1) Chất diệt khuẩn tích tụ trong cá và động vật có vỏ có thể gây ảnh hưởng đến động vật ăn thịt và người tiêu dùng, (2) Khả năng kháng thuốc có thể phát triển ở vi khuẩn và (3) Ô nhiễm hệ sinh thái tự nhiên (tài nguyên thiên nhiên đối với sản xuất: sông, hồ, biển) [10]. Theo đó, ô nhiễm hóa học đối với các hệ sinh thái thủy sinh với nhiều loại hóa chất mới nhận được sự quan tâm do được phát hiện thường xuyên và xảy ra ngày càng tăng trên toàn thế giới [17].

3.2.1 Tình hình trên thế giới

Theo Shao (2001) [43], các dược phẩm được sử dụng để phòng trị bệnh trong nuôi thủy sản) bao gồm: (1) Các tác nhân gây mê: được sử dụng bằng cách tắm cá (ví dụ Tricaine methanesulfonate) hoặc qua đường tiêm (như là Sodium pentobarbital, Ketamine hydrochloride), (2) Các tác nhân hóa liệu pháp bao gồm các thuốc sát trùng (như là aldehydes, hydrogen peroxide hay các clo-hữu cơ), các tác nhân chống ký sinh trùng) (ví dụ Praziquantels, Albendazole và Fenbendazole), (3) Kháng sinh và (4) Vaccine bao gồm các vaccine chống vi khuẩn và vaccine kháng virus. Tương tự như vậy, Asif và cộng sự (2018) chỉ ra rằng các chất có hoạt tính phòng trị bệnh (PhACs) bao gồm các kháng sinh (như là Tetracycline, Flumequin và Oxolinic acid), thuốc sát trùng (chẳng hạn Hydrogen peroxide và lân- hữu cơ) và các thuốc tẩy giun sán (ví dụ Pyrethroids và Avermectins) được sử dụng trong nuôi thủy sản nhằm kiểm soát dịch bệnh [5].

Như đã nêu trên, việc sử dụng các tác nhân liên quan đến phòng trừ dịch bệnh trong nuôi

thủy sản có thể ảnh hưởng đến những sinh vật khác trong hệ sinh thái thủy sinh. Bojarski và cộng sự (2020) cho rằng nuôi thủy sản cũng là một nguồn gây ô nhiễm nước với việc sử dụng các chất kháng sinh. Công bố của các tác giả cho thấy sự phát triển nuôi thủy sản đã đưa đến việc sử dụng rộng rãi các chất kháng sinh, đặc biệt ở các quốc gia đang phát triển, dẫn đến sự xuất hiện các vi khuẩn kháng kháng sinh và biến đổi quần xã vi khuẩn thủy sinh [7]. Tổng quan của Price và cộng sự (2013) [39] cho thấy các kháng sinh được sử dụng trong nuôi thủy sản biến trên khắp thế giới bao gồm Oxytetracycline, Sulfamerazine, Amoxicillin, Florfenicol, Sulphonamides, Quinolones, Nitrofurans và Erythromycin. Khảo sát dựa trên bảng câu hỏi ở phạm vi toàn cầu được thực hiện bởi Tusevliak và cộng sự (2013) cũng chỉ ra rằng kháng sinh được sử dụng rộng rãi trong nuôi trồng thủy sản thâm canh ở Châu Á, Châu Âu, Hoa Kỳ, Canada và nhiều quốc gia khác [47]. Theo Lulijwa và cộng sự (2020), 67 loại kháng sinh đã được sử dụng ở 11 trong số 15 quốc gia sản xuất nuôi trồng thủy sản hàng đầu (Trung Quốc, Ấn Độ, Indonesia, Thái Lan, Việt Nam và các nước khác) trong giai đoạn 2008 - 2018 và nhiều trường hợp dư lượng kháng sinh trong sản phẩm thủy sản nuôi vượt quá giới hạn tối đa quy định. Tuy nhiên, Ampicillin, Chloramphenicol, Florfenicol, Oxytetracycline, Sulfonamid và Tetracycline có tính phổ biến hơn. Rất tiếc, cho đến nay, rất ít nghiên cứu được tìm thấy về vấn đề xử lý nước thải từ nuôi trồng thủy sản để loại bỏ kháng sinh [32]. Nhìn chung, Rico và Brink (2014) [41] nhận định rằng nuôi thủy sản là một nguồn gây ô nhiễm bởi các dược phẩm được sử dụng. Theo nhóm tác giả, khoảng 90% sản lượng nuôi trồng thủy sản trên thế giới được sản xuất tại châu Á dẫn đến nguy cơ tiềm ẩn về môi trường do dược phẩm. Trong đó, 25% dược phẩm dùng để điều trị bệnh không lây nhiễm và cả bệnh do ký sinh trùng ở mô hình nuôi

ao địa đều tiềm ẩn nguy cơ gây ô nhiễm môi trường. Những điểm nóng đầu tiên là những nơi nuôi cá tra (*Pangasius*) ở Việt Nam, tiếp đó là những nơi nuôi tôm ở Trung Quốc vì mức độ thâm canh và xả thải dư lượng hóa chất độc hại vào hệ sinh thái thủy sinh xung quanh.

Về mặt ô nhiễm, việc sử dụng kháng sinh và dược phẩm để phòng trị bệnh đã đưa đến những lo ngại bao gồm cả việc phân hủy của dư lượng trong trầm tích biển (*Oxytetracycline* cho thấy tính ổn định đến mức không xác định được thời gian bán phân hủy) [43]. Ngoài ra, điều này còn dẫn đến những lo ngại về dư lượng trong thịt cá được bán trên thị trường [10, 32, 43]. Việc xuất hiện những chủng vi khuẩn kháng thuốc [5, 10, 32, 39, 43] cho thấy rằng các kháng sinh đã không được đồng hóa bởi cá nuôi. Do đó, khi được giải phóng vào môi trường, chúng sẽ hòa tan vào trong cột nước hoặc lắng xuống nền đáy thủy vực và tích lũy trong trầm tích với thời gian từ vài ngày đến nhiều năm tùy loại kháng sinh, đặc điểm địa lý của vùng nước và trầm tích (bao gồm hàm lượng oxy, mức chiếu sáng, nhiệt độ, độ pH và dạng trầm tích). Nghiên cứu của Hoang và cộng sự (2011) cho thấy rằng trong môi trường nước, kháng sinh có thể bị phân hủy với tỷ lệ khác nhau tùy vào bản chất và yếu tố môi trường như nhiệt độ, ánh sáng và hoạt động của vi sinh vật. Quá trình này có thể xảy ra theo các cơ chế như thủy phân, quang phân (từ vài giờ đến vài ngày, thậm chí hàng tháng) và phân hủy sinh học. Cụ thể, kết quả nghiên cứu của nhóm tác giả cho thấy hai loại kháng sinh là *Norfloxacin* và *Ciprofloxacin* có thể phân hủy quang học với tốc độ chậm và khả năng phân hủy sinh học dường như không có ý nghĩa [27]. Tương tự, các dược phẩm để phòng trị bệnh được giải phóng vào môi trường với thức ăn thừa, phân (trong trường hợp không được hấp thu) hoặc hòa tan vào nước dẫn đến tồn tại trong cột nước hoặc có thể tích lũy trong trầm tích đáy [39]. Nghiên cứu của Zhou và

cộng sự (2021) [49] trên 20 ao nuôi cá rô-phi tại 18 trang trại miền Nam Trung Quốc cho thấy vì việc sử dụng các dược phẩm và hóa chất liên quan đến phòng trừ dịch bệnh nên nước và trầm tích xung quanh các địa điểm nuôi trồng thủy sản thường được phát hiện có nhiều dư lượng của chúng. Theo Price và cộng sự (2013) [39], lượng kháng sinh đi vào môi trường tùy vào đối tượng nuôi, số lần cho ăn và sự hấp thu của cá qua ống tiêu hóa với ước tính 75 - 99% lượng được sử dụng giải phóng vào môi trường. Asif và cộng sự (2018) [5] đã ước tính có đến 75% các PhACs đi vào môi trường nước thông qua sự phân tán các hạt thức ăn và bài tiết các hợp chất này. Từ đó, những hạt thức ăn phân tán trong môi trường biển được tiêu thụ bởi các sinh vật khác sẽ làm phân tán xa hơn các tác nhân gây ô nhiễm trong hệ sinh thái. Công bố của Lai & cộng sự (2018) [30] cho thấy có 49 loại kháng sinh và 49 loại tác nhân liên quan đến phòng trừ dịch bệnh trong nuôi trồng thủy sản đã được phát hiện trong môi trường nước ở mức ng L^{-1} - $\mu\text{g L}^{-1}$ tại Đài Loan. Nhiều nghiên cứu đã cho thấy kháng sinh được sử dụng để điều trị bệnh và các gen kháng kháng sinh (ARGs) có mặt trong chất rắn trong nước nuôi thủy sản và trầm tích, thậm chí ARGs này được truyền từ vi khuẩn kháng kháng sinh sang các tác nhân gây bệnh ở cá, đưa đến tiềm ẩn đe dọa sức khỏe con người [6, 7]. Bojarski và cộng sự (2020) [7] quan sát qua nhiều năm cho thấy sự gia tăng tính kháng kháng sinh của các vi sinh vật gây bệnh ở cá và môi trường nước chính là nguồn dự trữ quan trọng đối với các gen kháng kháng sinh. Qua phân cá, vi khuẩn kháng kháng sinh đã phát tán vào cột nước hoặc trầm tích. Trong khi đó, nồng độ kháng sinh ở mức “dưới ức chế” cũng có thể kích thích gây đột biến và chuyển gen theo hàng ngang [38].

Theo Asif và cộng sự (2018) [5], việc sử dụng kháng sinh và các thuốc diệt ký sinh trùng đã đặt khu hệ sinh vật biển dưới tình trạng phơi

nhằm hàng loạt PhACs. Khoảng 110 PhACs và các chất chuyển hóa của chúng đã được xác định trong nước biển với nồng độ từ 0,01 ng L⁻¹ (Ibuprofen và Clofibric Acid) đến 6.800 ng L⁻¹ (Norfloxacin). Đáng chú ý, nồng độ các PhACs đã được xác định thường cao hơn giá trị ngưỡng (hoặc “nồng độ không có bất kỳ ảnh hưởng nào”) là 0,01 µg L⁻¹. Thực tế cho thấy các kháng sinh hầu như thường xuyên được phát hiện trong nước biển. Phần không ion hóa của những PhACs có thể tích lũy sinh học trong các loài động vật có vỏ, nhuyễn thể và cá biển do có ái lực cao với chất béo. Senarathna và cộng sự (2021) [42] cho rằng việc sử dụng những tác nhân liên quan đến phòng trừ dịch bệnh trong chăn nuôi nói chung vẫn chưa được kiểm soát và dư lượng của chúng trong môi trường nước tiềm ẩn khả năng gây tác động xấu cho các hệ sinh thái. Từ đó, các tác giả lưu ý rằng việc sử dụng những loại hóa chất và dược phẩm không được phê duyệt hoặc được phê duyệt không có kiểm soát có thể gây ra những ảnh hưởng nguy hại không chỉ cho các đối tượng nuôi mà còn cho môi trường xung quanh và người tiêu dùng. Nghiên cứu của Brunton và cộng sự (2019) [9] đối với hoạt động nuôi cá tra (*Pangasianodon hypophthalmus*) và tôm thẻ chân trắng (*Litopenaeus vannamei*) ở Việt Nam và nuôi cá rôphi ở Bangladesh cho thấy hàng loạt các nhân tố từ kinh tế, hoạt động sản xuất đến quản trị đã đưa đến tình trạng sử dụng kháng sinh bừa bãi. Vấn đề thật đáng ngại khi không có nhiều dữ liệu về việc sử dụng kháng sinh trong nuôi trồng thủy sản. Theo Smith (2008) (trích theo Asif và cộng sự, 2018 [5]), lượng sử dụng kháng sinh thay đổi tùy theo quốc gia, dao động từ 1 g/tấn sản phẩm (Na-uy) đến 700 g/tấn sản phẩm (Việt Nam). Miranda và cộng sự (2018) (trích theo Bojarski và cộng sự, 2020 [7]) cho thấy các trang trại nuôi cá hồi ở Chile đã sử dụng 0,31– 0,64 kg kháng sinh cho 1 tấn cá thu hoạch trong giai đoạn 2005-2016, bao gồm Oxytetracycline, Flumequine,

Florfenicol và Oxolonic acid với tỷ lệ sử dụng thay đổi tùy theo thời điểm. Theo Holmstrom và cộng sự (2003) (trích theo Bojarski và cộng sự, 2020 [7]), các kháng sinh như Quinolones, Tetracyclines, Sulfonamides cũng thường được sử dụng trong hoạt động nuôi tôm ở Thái Lan. Bên cạnh đó, Hidayati và cộng sự (2021) [24] cho rằng các dược phẩm gây lo ngại gần đây bao gồm Trimethoprim, Acetaminophen, Sulfamethoxazole và Oxytetracycline đã được phát hiện trong các mẫu nước thu ở cả vùng nuôi tôm và vùng không nuôi thủy sản thuộc vùng bờ phía Bắc bán đảo Java, Indonesia. Trong đó, Acetaminophen là kháng sinh thường gặp nhất với nồng độ thay đổi từ 0 đến $5,5 \pm 1,9$ ng L⁻¹, Oxytetracycline có mặt ở khắp mọi nơi với nồng độ từ không phát hiện đến $8,0 \pm 3,3$ ng L⁻¹. Theo nhóm tác giả, việc sử dụng Oxytetracycline đòi hỏi sự cân nhắc thận trọng do kháng sinh này tiềm ẩn nguy cơ cao tác động đến sinh trưởng của tảo, trong khi Trimethoprim, Acetaminophen và Sulfamethoxazole thể hiện nguy cơ từ không có ý nghĩa đến trung bình đối với tảo, động vật không xương sống và cá. Dựa trên kết quả phân tích dư lượng của Trimethoprim, Sulfonamides, Macrolides và Fluoroquinolones đối với cá tự nhiên ở vịnh Lai Châu (Laizhou Bay), phía Bắc Trung Quốc và Crystal Violet, Malachite Green, Gentamicin, Chloramphenicol, Fluoroquinolone, Enrofloxacin, cùng với các dạng chuyển hóa của Furazolidone và Furaltadone đối với cá nuôi ở phía Đông bán đảo Sicily, Ý, Bojarski và cộng sự (2020) [7] cho thấy việc sử dụng các kháng sinh không theo quy định trong nuôi thủy sản đã xảy ra trên khắp thế giới. Đồng thời, kết quả nghiên cứu của Dinh và cộng sự (2020) [15] đã chứng minh hàng loạt hóa chất và dược phẩm bao gồm Sulfonamides, Potentiators, Lincosamides, Macrolides, Nitrofurans, Amphenicols, Nitroimidazoles, Quinolones, Fluoroquinolones và Triphenylmethane cùng

với chất chuyển hóa và Tetracyclines đã được sử dụng trong hoạt động nuôi các loài cá basa (*Pangasius*), cá hồi (*Salmon*), cá tuyết (*Cod*), lưỡi trâu (*Sole*), hồi vân (*Trout*), rôphi (*Tilapia*), tôm sú (*Giant tiger prawn*) và tôm chân trắng (*White shrimp*) ở Trung Quốc, Ấn Độ, các nước Đông Nam Á (Indonesia, Thái Lan và Việt Nam), Canada và nhiều vùng khác trên khắp thế giới.

Tình hình nêu trên cho thấy ô nhiễm nước do sử dụng các loại dược phẩm và hóa chất phòng trị bệnh trong nuôi thủy sản rất phổ biến đưa đến những tác động đáng ngại, không chỉ giới hạn ở sinh vật thủy sinh mà còn có khả năng ảnh hưởng đến con người thông qua sự xuất hiện của các vi sinh vật kháng thuốc. Điều này đòi hỏi các nghiên cứu sâu hơn để đánh giá chính xác mức độ tác động của dược phẩm lên hệ sinh thái thủy sinh và phát triển các biện pháp quản lý và quy định tốt hơn với trọng tâm là tính bền vững [29].

3.2.2. Tình hình ở Việt Nam

Mặc dù cho đến nay vẫn chưa tìm được nhiều công bố về vấn đề sử dụng các chế phẩm để phòng và trị bệnh đối với hoạt động nuôi trồng thủy sản Việt Nam nhưng những tài liệu hiện có cũng phản ánh tình hình chung như của thế giới. Về công tác giám sát việc sử dụng kháng sinh trong hoạt động nuôi thủy sản nước ngọt, nghiên cứu của Vũ Đình Tồn và cộng sự (2011) [3] đã nhận diện có ít nhất 24 loại kháng sinh thuộc hơn 10 nhóm khác nhau được sử dụng ở Việt Nam, chủ yếu để trị bệnh. Trong đó, có 23 loại kháng sinh được sử dụng trong điều trị bệnh cho cá (16 loại sử dụng ở đồng bằng sông Hồng– ĐBSH và 18 loại sử dụng ở đồng bằng sông Cửu Long- ĐBSCL) và 9 loại kháng sinh được sử dụng để điều trị bệnh tôm (2 loại được sử dụng ở ĐBSH và 9 loại sử dụng ở ĐBSCL). Các kháng sinh nhóm Sulfamide, Tetracycline, Fluoroquinolone/Quinolone được sử dụng phổ biến nhất. Mặc dù đã bị cấm (*Chloramphenicol*) hoặc hạn chế

sử dụng (*Quinolone*) nhưng điều tra cho thấy các hộ nuôi thủy sản vẫn sử dụng khá phổ biến.

Công bố của Hoang và Nguyen (2013) [26] đã chỉ ra những rủi ro môi trường tiềm ẩn từ các kháng sinh và hormone tổng hợp trong hệ sinh thái thủy sinh Việt Nam. Tiêu biểu của vấn đề là sự gia tăng tính kháng kháng sinh của vi khuẩn thông qua tiến hóa dựa trên áp lực chọn lọc, đột biến và đạt được DNA mới từ các vi khuẩn khác. Công bố của Đặng Thị Hoàng Oanh và cộng sự (2005) [1] chỉ ra rằng kháng sinh, đặc biệt là *Chloramphenicol* (CHL), được sử dụng phổ biến trong hoạt động nuôi thủy sản ở khu vực đồng bằng sông Cửu Long. Hậu quả là có 2% số dòng vi khuẩn kháng CHL, 59% dòng vi khuẩn kháng 4 hay 5 loại kháng sinh (bao gồm cả CHL) và 34% dòng vi khuẩn kháng nhiều kháng sinh như *Ampicillin*, CHL, Trimethoprim/Sulfamethoxazole, Tetracycline, hoặc CHL, Tetracycline, *Ampicillin*, Trimethoprim/Sulfamethoxazole và Nitrofurantoin. Nghiên cứu của các tác giả đã chứng minh phần lớn các dòng vi khuẩn thí nghiệm có thể kháng với nhiều loại kháng sinh. Nghiên cứu của Hedberga và cộng sự (2018) [21] đối với hoạt động nuôi lồng trên biển tại Việt Nam đã phát hiện tính kháng *Vancomycin*, Tetracycline và *Rifampicin* ở vi khuẩn *Bacillus niabensis* cộng sinh với san hô trong phạm vi lên đến 660 m tính từ lồng nuôi với khả năng kháng thuốc giảm dần theo khoảng cách.

Trên thực tế, hệ sinh thái thủy sinh phải thu nhận những dược liệu này từ nhiều nguồn khác nhau (nông nghiệp và chăm sóc sức khỏe con người). Vấn đề ở Việt Nam là do việc sử dụng kháng sinh không hợp lý ở hàng loạt lĩnh vực bao gồm cả nuôi trồng thủy sản [48]. Theo đó, các hậu quả tiềm tàng trở nên nhanh chóng và nghiêm trọng hơn. Theo Vu và cộng sự (2018) [48], việc áp dụng mô hình “vườn – ao – chuồng” ở các nước Đông Nam Á (bao gồm cả Việt Nam) đã đưa đến việc xả thải các kháng sinh (được sử dụng cho con người và vật nuôi)

vào môi trường nước và điều này dẫn đến sự xuất hiện các dòng vi khuẩn kháng kháng sinh. Cụ thể, các dòng kháng Sulfamethoxazole xuất hiện ở 25 giống (genera) khác nhau [37]. Công bố của Hedberga và cộng sự (2018) [21] cho thấy hoạt động nuôi cá và tôm hùm lông trên biển ở Việt Nam (Cát Bà, Nha Trang và Phú Quốc) cũng dẫn đến nhiều vấn đề liên quan đến thuốc kháng sinh do sử dụng các vùng biển gần khu vực nuôi dưới dạng nhà vệ sinh tự nhiên và việc áp dụng các kháng sinh thiếu hướng dẫn. Điều đó làm cho các tác nhân gây bệnh kháng kháng sinh không những phát triển ở vật nuôi mà còn lan rộng ở người.

Nghiên cứu của Andrieu và cộng sự (2015) [4] trên Enrofloxacin được sử dụng ở các trang trại nuôi cá tra (Pangaius) khu vực ĐBSCL đã chỉ ra rằng rủi ro không đáng kể của dược phẩm này và dạng chuyển hóa chính của nó là Ciprofloxacin đối với quần xã vi khuẩn lam (Cyanobacteria). Tuy nhiên, các tác giả cũng khuyến nghị cần thực hiện thêm nhiều nghiên cứu nhằm xem xét việc sử dụng các kháng sinh khác trong hoạt động và tác động độc học sinh thái tiềm ẩn của hỗn hợp kháng sinh đối với quần xã sinh vật trong trầm tích. Theo Hoang và cộng sự (2011) [25], một số kháng sinh được sử dụng rộng rãi trong nuôi tôm ở Việt Nam đã được phát hiện trong nước thải và trầm tích ao nuôi cũng như rừng ngập mặn ven bờ xung quanh. Kết quả nghiên cứu cho thấy 10 kháng sinh với 14 tên thương mại khác nhau được sử dụng trong hoạt động nuôi tôm (bao gồm cả ương nuôi ấu trùng) đã được phát hiện ở rừng ngập mặn thuộc các huyện Cần Giờ, thành phố Hồ Chí Minh và Cần Đức, tỉnh Long An cũ. Nghiên cứu về tình hình sử dụng kháng sinh trong nuôi tôm chân trắng (*Litopenaeus vannamei*) trên cát ở tỉnh Thừa Thiên Huế, công bố của Lê Công Tuấn và cộng sự (2021) [2] cho thấy kháng sinh chủ yếu để trị bệnh hoại tử gan tụy cấp tính và phân trắng với hàng loạt kháng sinh theo liệu

trình khác nhau, bao gồm các loại/sản phẩm thương mại như Doxycycline, Florfenicol, Sulfadimethoxine, Sulfadiazine, Ormetoprim, Ciprofloxacin, Trimethoprim, Oxytetracycline, Sulfadimidine, Kanamycin, Amoxicilin, Polymyxin, Streptomycin và Gentamicin. Hầu hết các loại kháng sinh được sử dụng trong phòng bệnh chủ yếu qua đường cho ăn với liều lượng 2– 3 g/kg thức ăn, ngoại trừ Cefotaxime (0,5– 1 g/kg thức ăn), Gentamicin (1– 3 g/kg thức ăn), Ciprofloxacin (1– 2 g/kg thức ăn) và Rifamycin (3– 5 g/kg thức ăn).

Nghiên cứu được thực hiện bởi Tran và cộng sự (2017) [46] đã chỉ ra rằng phần lớn kháng sinh sử dụng trong nuôi tôm chân trắng ở miền Bắc Việt Nam có nguồn thông tin không đầy đủ hoặc không chính xác về các bệnh cụ thể cần điều trị cũng như các hướng dẫn sử dụng cần thiết khác. Đồng thời, việc ghi nhãn không đầy đủ cùng với chất lượng sản phẩm kháng sinh kém đã tác động tiêu cực đến hiệu quả điều trị bệnh, góp phần làm gia tăng gen kháng thuốc kháng sinh ở vi khuẩn.

Bên cạnh đó, khảo sát của Pham và cộng sự (2019) [37] cho thấy kháng sinh đã được sử dụng trong hoạt động nuôi thủy sản quy mô nhỏ và lưu ý người có trình độ học vấn cao hơn thực hiện tốt hơn đáng kể so với những người có trình độ học vấn thấp cả về kiến thức lẫn thái độ trong việc sử dụng kháng sinh. Cụ thể, khảo sát nhóm nông dân nuôi cá nước ngọt quy mô nhỏ ở tỉnh Hải Dương bởi Dang và cộng sự (2021) [13] cho thấy việc sử dụng kháng sinh có thể bị ảnh hưởng bởi các nguồn thông tin không đáng tin cậy từ nhà sản xuất và người bán. Đồng thời, một số kháng sinh xếp loại “cực kỳ quan trọng” trong điều trị bệnh cho người cùng với các kháng sinh đã bị cấm vẫn được người nuôi cá sử dụng. Vấn đề tương tự như vậy cũng diễn ra trong hoạt động nuôi hải sản nói chung. Kết quả nghiên cứu của Hedberga và cộng sự (2018) [21] cho thấy có 13 loại kháng sinh được sử dụng, trong

đó, 82% bởi người nuôi tôm hùm và 28% bởi người nuôi cá biển với liều lượng trung bình 5 kg kháng sinh/tấn tôm hùm và 0,6 kg/tấn cá thành phẩm. Đồng thời, một vài kháng sinh được Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) xếp loại

“có tính quyết định” và “cực kỳ quan trọng” đối với sức khỏe con người cũng được sử dụng thường xuyên nhằm phòng bệnh cho đối tượng nuôi thủy sản với rất ít sự kiểm soát và thực hiện đúng theo các quy định.

Bảng 2. Dư lượng kháng sinh trong môi trường nước từ hoạt động nuôi thủy sản ở Việt Nam

Nhóm kháng sinh	Thành phần	Nồng độ tối đa (ng L ⁻¹)	Nguồn tham khảo
Quinolones	Enrofloxacin	680	Andrieu và cộng sự (2015) [4]
	Ciprofloxacin	250	
	Oxolinic acid	2.500.000	Le and Munekage, 2004 (trích từ Vu và cộng sự, 2018) [48]
	Norfloxacin	6.060.000	
	Ofloxacin	238,6	Sy và cộng sự, 2017 (trích từ Vu và cộng sự, 2018) [48]
Sulfonamides	Sulfamethoxazole	2.390.000	Le và Munekage, 2004 (trích từ Vu và cộng sự, 2018) [48]
	Sulfamethazine	2	Shimizau và cộng sự, 2013 (trích từ Vu và cộng sự, 2018) [48]
Trimethoprim	Trimethoprim	1.040.000	Le và Munekage, 2004 (trích từ Vu và cộng sự, 2018) [48]
Macrolide	Erythromycin	4	Shimizau và cộng sự, 2013 (trích từ Vu và cộng sự, 2018) [48]
Cyclins	Oxytetracycline	18	
Khác	Lincomycin	10	

Những vấn đề nêu trên đưa đến nhận định rằng tình hình sử dụng các loại kháng sinh trong hoạt động nuôi thủy sản Việt Nam còn nhiều bất cập [1, 2, 3, 13]. Do đó, cấp bách cần phải có các giải pháp quản lý việc sử dụng thuốc kháng sinh trong nuôi thủy sản nhằm ngăn ngừa sự phát tán gen kháng kháng sinh của vi khuẩn trong môi trường và vật nuôi cũng như nguy cơ hình thành tính đa kháng ở mầm bệnh vi khuẩn gây bệnh ở người [1]. Bên cạnh việc nâng cao nhận thức cho người nuôi và khuyến khích giảm sử dụng kháng sinh [45], cần giám sát chặt chẽ vấn đề sử dụng [3] bằng các biện pháp chế tài và kiểm soát việc sử dụng thông qua các cơ quan quản lý Nhà nước để giảm thiểu rủi ro liên quan đến lạm dụng kháng sinh, đến môi trường và sức khỏe cộng đồng [2].

Những trình bày trên đây cho thấy rằng dư lượng thuốc và/hoặc các chất chuyển hóa, bao

gồm các loại sử dụng trong nuôi trồng thủy sản đã góp phần gây ô nhiễm môi trường nước, tiềm ẩn nhiều nguy cơ đối với hệ sinh thái thủy sinh và cả sức khỏe con người. Do vậy, hàng loạt vấn đề cần được đặt ra từ quản trị, kỹ thuật cho đến quản lý dựa trên cộng đồng bao gồm thu gom và xử lý nước, kiểm soát việc sử dụng thuốc và/hoặc hóa chất cho đến định hướng phát triển các hoạt động công – nông nghiệp có liên quan để cải thiện tình hình. Đối với hoạt động nuôi trồng thủy sản, đề hướng đến phát triển thân thiện với môi trường, điều quan trọng là phải tuân thủ nguyên tắc “tiếp cận phòng ngừa” [35]. Theo đó, cần nâng cao nhận thức cộng đồng người nuôi và áp dụng các biện pháp giám sát – kiểm soát từ khâu sản xuất/nhập khẩu, phân phối – lưu hành đến sử dụng nhằm góp phần làm giảm ô nhiễm môi trường nước do dư lượng thuốc và hóa chất.

Tài liệu tham khảo

Tiếng Việt

1. Đặng Thị Hoàng Oanh, Somsiri T., Chinabut S., Yussoff F. Shariff M., Bartie K., Huys G., Giacomini M., Berton S., Swings J., Teale A. và Nguyễn Thanh Phương (2005), *Xác định tính kháng thuốc kháng sinh của vi khuẩn phân lập từ các hệ thống nuôi thủy sản ở đồng bằng sông Cửu Long, Việt Nam*, Tạp chí Nghiên cứu Khoa học, Trường Đại học Cần Thơ, số , trang 136- 144.
2. Lê Công Tuấn, Nguyễn Hoàng Lộc, Trần Thanh Hoà, Tề Minh Sơn, Lê Thị Tịnh Chi, Mai Ngọc Châu, Trần Ngọc Tuấn, Lê Thị Phương Chi, Phạm Quang Anh Khôi, Trương Văn Đàn (2021), *Tình hình sử dụng kháng sinh trong nuôi tôm chân trắng (Litopenaeus vannamei Boone, 1931) trên cát ở tỉnh Thừa Thiên Huế*, Tạp chí Khoa học Đại học Huế: Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn, Tập 130, Số 3D, trang 131–145. (DOI: 10.26459/hueunijard.v130i3D.618)
3. Vũ Đình Tồn (Chủ nhiệm), Phạm Kim Đăng, Phan Đăng Thắng, Đỗ Thúy Nga, Heiman Wertheim, Marie-Louise Scippo (2011), *Báo cáo nghiên cứu - Giám sát sử dụng kháng sinh trong nuôi trồng thủy sản nước ngọt Việt Nam*. Trung tâm nghiên cứu liên ngành Phát triển Nông thôn, Trường Đại học Nông nghiệp – Hà Nội và Đơn vị nghiên cứu lâm sàng, Đại học Oxford – Việt Nam.

Tiếng Anh

4. Andrieu M., Andreu R, Tran M. Ph., Do Th. Th. H., Nguyen Th. Ph., Paul J. Van D. B. (2015), Ecological risk assessment of the antibiotic enrofloxacin applied to Pangasius catfish farms in the Mekong Delta, Vietnam; Chemosphere 119 (2015) 407–414.
5. Asif M. B., Hai F. I., Price W. E. and Nghiem L. D. (2018), Impact of Pharmaceutically Active Compounds in Marine Environment on Aquaculture (Chapter 9), In: F. I. Hai et al. (eds.), Sustainable Aquaculture, Applied Environmental Science and Engineering for a Sustainable Future, Springer International Publishing AG, part of Springer Nature. (https://doi.org/10.1007/978-3-319-73257-2_9).
6. Bao W., Zhu S., Jin G., Ye Z., 2019; Generation, characterization, perniciousness, removal and reutilization of solids in aquaculture water: a review from the whole process perspective; Review in aquaculture Volume 11, Issue 134, Pages 1342- 1366.
7. Bojarski. B, Barbara. K and Witeska M. (2020), Antibacterials in Aquatic Environment and their Toxicity to Fish. Pharmaceuticals, 13, 189 1- 23.
8. Boyd C. E., McNevin A. A. (2014), Chapter 9. Chemicals in Aquaculture. In: Aquaculture, Resource Use, and the Environment, pp: 173-210. (Online ISBN: 9781118857915, John Wiley & SoBrunton).
9. Brunton L. A., Desbois A. P., Garza M., Wieland B., Mohan C. V., Häsler B., Tam C. C., Le P. N. T., Phuong N. T., Van P. T., Hung N. V., Eltholth M. M., Dang K. P., Phuc P. D., Linh N. T., Rich K. M., Mateus A. L.P., Hoque Md. A., Ahad A, Khan M. N. A., Adams A., Guitian J. (2019), Identifying hotspots for antibiotic resistance emergence and selection, and elucidating pathways to human exposure: Application of a systemsthinking approach to aquaculture systems, Science of the Total Environment 687, pp. 1344–1356.
10. Cengizler I., Aytac N. and Aldik R. (2017), Biocide Use and Its Potential Risks in Aquaculture in Turkey. Eastern Anatolian Journal of Science, Volume III, Issue I, pp. 1- 5.
11. Cecilia Y. Ojemaye and Leslie Petrik (2019), Pharmaceuticals in the marine environment: a

- review, *Environmental Reviews* Volume 27, Number 2 (<https://doi.org/10.1139/er-2018-0054>)
12. Corcoran J., Winter M. J. & Tyler C. R., 2010; Pharmaceuticals in the aquatic environment: A critical review of the evidence for health effects in fish, *Critical Reviews in Toxicology*, 40:4, 287-304. (DOI: 10.3109/10408440903373590).
 13. Dang T. Lua, Nguyen T. Lan Huong, Pham T. Viet, Bui T. T. Ha (2021); Usage and knowledge of antibiotics of fish farmers in small-scale freshwater aquaculture in the Red River Delta, Vietnam. *Aquaculture Research*, 00, pp. 1–11. (DOI: 10.1111/are.15201)
 14. Desbiolles F., Malleret L., Tiliacos C., Wong-Wah-Chung P., Laffont-Schwob I., 2018; Occurrence and ecotoxicological assessment of pharmaceuticals: Is there a risk for the Mediterranean aquatic environment? *Science of the Total Environment* 639 (2018) 1334 – 1348.
 15. Dinh Q. T., Mu. Noz G, Vo S. D., Do D. T., Bayen S., Sauvé S. (2020), Analysis of sulfonamides, fluoroquinolones, tetracyclines, triphenylmethane dyes and other veterinary drug residues in cultured and wild seafood sold in Montreal, Canada, *Journal of Food Composition and Analysis* 94, 103630.
 16. Eapen J. V., Thomas S., Antony S., George P., Antony J., 2024; A review of the effects of pharmaceutical pollutants on humans and aquatic ecosystem; *Explor Drug Sci.* 2024;2:484–507 DOI: <https://doi.org/10.37349/eds.2024.00058>.
 17. Fedorova G., Grabic R., Grabicová K., Turek J., Nguyen V. T., Randak T., Brooks B. W., Zlabek V., Water reuse for aquaculture: Comparative removal efficacy and aquatic hazard reduction of pharmaceuticals by a pond treatment system during a one-year study. *Journal of Hazardous Materials* 421 126712.
 18. Gaw S., Thomas K. V., Hutchinson T. H., 2014; Sources, impacts and trends of pharmaceuticals in the marine and coastal environment; *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* (2014); 369 (1656): 20130572. doi: 10.1098/rstb.2013.0572.
 19. Giri P. and Pal C., 2014; Ecotoxicological Aspects of Pharmaceuticals on Aquatic Environment; *American Journal of Drug Discovery* 2014, 1:10-24.
 20. Gworek B., Kijeńska M., Zaborowska M., Wrzosek J., Tokarz L., Chmielewski J., 2020; Occurrence of pharmaceuticals in aquatic environment—a review, *Desalination and Water Treatment* 184 (2020) 375–387.
 21. Hedberga N., Stenson I., Nitz P. M., Warshan D., Nguyen K. H., Tedengren M., Kautsky N (2018), Antibiotic use in Vietnamese fish and lobster sea cage farms, implications for coral reefs and human health, *Aquaculture* 495, pp. 366 – 375.
 22. Hejna M., Kapuścińska D. and Aksmann A., 2022; Pharmaceuticals in the Aquatic Environment: A Review on Eco-Toxicology and the Remediation Potential of Algae; *Int. J. Environ. Res. Public Health* (2022), 19(13), 7717; <https://doi.org/10.3390/ijerph19137717>.
 23. Hernando M. D., Mezcuca M., Fernández-Alba A. R., Barceló D., 2006; Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments; *Talanta* (2006) Volume 69, Issue 2, Pages 334-342.
 24. Hidayati N. V., Syakti A. D., Asia L., Lebarillier S., Khabouchi I., Widowati I., Sabdono A., Piram A., Hoang Th. Th. Th., Le Ph. Ng. and Tu Th. C. L. (2011); Antibiotic contaminants in coastal wetlands from Vietnamese shrimp farming; *Environ Sci Pollut Res* 1, pp. 835– 841.
 25. Hoang Th. Th. Th., Tu Th. C. L., Le Ph. Ng., Dao Ph. Q., Trinh H. Ph. (2012); Fate of fluoroquinolone antibiotics in Vietnamese coastal wetland ecosystem. *Wetlands Ecol Manage*

- 20, pp. 399– 408.
26. Hoang Th. Th. Th. and Nguyen D. T. (2013), The potential environmental risks of pharmaceuticals in Vietnamese aquatic systems: case study of antibiotics and synthetic hormones, *Environ Sci Pollut Res* 20, pp. 8132– 8140.
27. Hoang Th. Th. Th., Le Ph. Ng., Tu Th. C. L. (2011). Antibiotic contaminants in coastal wetlands from Vietnamese shrimp farming. *Environ Sci Pollut Res* 1, pp. 835– 841.
28. Huerta B. & S. Rodríguez-Mozaz and Barceló D., 2012; Pharmaceuticals in biota in the aquatic environment: analytical methods and environmental implications; *Anal Bioanal Chem* (2012) 404:2611–2624 (DOI 10.1007/s00216-012-6144-y)
29. Khan A. H. A., Barros R., 2023; Pharmaceuticals in Water: Risks to Aquatic Life and Remediation Strategies. *Hydrobiology* (2023), 2, 395–409. <https://doi.org/10.3390/hydrobiology2020026>.
30. Lai W. W. P., Lin Y. C., Wang Y. H., Guo Y. L., Lin A. Y.C (2018), Occurrence of Emerging Contaminants in Aquaculture Waters: Cross-Contamination between Aquaculture Systems and Surrounding Waters, *Water Air Soil Pollut* 229:249 (<https://doi.org/10.1007/s11270-018-3901-3>)
31. Li W. C., 2014; Occurrence, sources, and fate of pharmaceuticals in aquatic environment and soil, *Environmental Pollution* 187 (2014) 193 – 201.
32. Lulijwa R., Rupia E. J., Alfaro A. C. (2020), Antibiotic use in aquaculture, policies and regulation, health and environmental risks: a review of the top 15 major producers, *Review in Aquaculture*, Volume 12, Issue 2, Pages: 640 – 663.
33. Lúcia H. M. L. M. Santos, A. N. Araújo, Adriano Fachini, A. Pena, C. Delerue-Matos, M. C. B. S. M. Montenegro; 2010. *Journal of Hazardous Materials* 175 45–95.
34. OECD, 2019; *Pharmaceutical Residues in Freshwater: Hazards and Policy Responses*; OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris.
35. Olsen M. H., Yngvar O. (2008), Perspectives of nutrient emission from fish aquaculture in coastal waters - Literature review with evaluated state of knowledge, Technical Report, FHF project no. 542014.
36. Ortúzar M., Esterhuizen M., Olicón-Hernández D. R., González-López J. and Aranda E., 2022; Pharmaceutical Pollution in Aquatic Environments: A Concise Review of Environmental Impacts and Bioremediation Systems; *Front Microbiol* (2022) 13: 869332. (doi: 10.3389/fmicb.2022.869332).
37. Pham P. D., Cook M. A., Cong H. H., Nguyen H. T., Padungtod P., Nguyen H. T, Dang S. X (2019), Knowledge, attitudes and practices of livestock and aquaculture producers regarding antimicrobial use and resistance in Vietnam, *PLOS ONE* (<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0223115>)
38. Phan Thi Phuong Hoa, Satoshi Managaki, Norihide Nakada, Hideshige Takada, Akiko Shimizu, Duong Hong Anh, Pham Hung Viet, Satoru Suzuki, 2011. Antibiotic contamination and occurrence of antibiotic-resistant bacteria in aquatic environments of northern Vietnam, *Science of the Total Environment* 409, pp. 2894– 2901.
39. Price C. S. and Morris J. A. Jr. (2013), *Marine Cage Culture and the Environment: Twenty-first Century Science Informing a Sustainable Industry*, NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 164.
40. Rosi-Marshall E. J. and Royer T. V., 2012; *Pharmaceutical Compounds and Ecosystem Function: An Emerging Research Challenge for Aquatic Ecologists*, *Ecosystems* (2012) 15: 867–880.

(DOI: 10.1007/s10021-012-9553-z)

41. Rico A., Brink P. J. V. den (2014), Probabilistic risk assessment of veterinary medicines applied to four major aquaculture species produced in Asia, *Science of the Total Environment* 468– 469, pp. 630– 641.
42. Senarathna D. D. T. T D., Abeysoori. D N., Vithushana T, Dissanayake DMNA (2021), Veterinary pharmaceuticals in aquaculture wastewater as emerging contaminant substances in aquatic environment and potential treatment methods, *MOJ Eco Environ Sci.*, 6(3), pp. 98– 102.
43. Shao Z. J. (2001), Aquaculture pharmaceuticals and biologicals: current perspectives and future possibilities, *Advanced Drug Delivery Reviews* 50, pp. 229– 243.
44. Shola D. Kayode-Afolayan, Eze F. Ahuekwe, Obinna C. Nwinyi; 2022. Impacts of pharmaceutical effluents on aquatic ecosystems. *Scientific African Volume 17*, e01288.
45. Topp E., Larsson D. G. J., Miller D. N., Eede C. V. den and Virta M. P. J. (2018), PERSPECTIVE-Antimicrobial resistance and the environment: assessment of advances, gaps and recommendations for agriculture, aquaculture and pharmaceutical manufacturing. *FEMS Microbiology Ecology*, 94, fix185. (doi: 10.1093/femsec/fix185)
46. Tran K. Ch., Tran M. Ph, Phan Th. V., Anders D. (2017), Quality of antimicrobial products used in white leg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) aquaculture in Northern Vietnam, *Aqua*, (doi:10.1016/j.aquaculture.2017.09.038)
47. Tusevljak N., Dutil L., Rajic A., Uhland F. C., McClure C., St-Hilaire S., Reid-Smith R. J. and McEwen S. A. (2013), Antimicrobial use and resistance in aquaculture: Findings of a globally administered survey of aquaculture-allied professionals, *Zoonoses and Public Health* 60, pp. 426– 436.
48. Vu Ng. B., Dang Nh., Nguyen Th. K. A., Le X. K., Phong K. Th. (2018), Antibiotics in the aquatic environment of Vietnam: Sources, concentrations, risk and control strategy, *Chemosphere* 197, pp. 438- 450.
49. Zhou M., Yu S., Ho ng B., Li J., Han H., Qie G. (2021), Antibiotics control in aquaculture requires more than antibiotic-free feeds: A tilapia farming case. *Environmental Pollution* 268, 115854.

Trang web

50. <https://anr.fr/Project-ANR-10-CESA-0013>; truy cập ngày 21/7/2025