

TS. LÊ ANH TUẤN (Chủ biên)
ThS. LÊ HOÀNG VIỆT - GS.TS. GUIDO WYSEURE

ĐẤT NGẬP NƯỚC KIẾN TẠO



Sách được xuất bản trong khuôn khổ
Dự án VLIR-E2 (Việt Nam - Bỉ)



NHÀ XUẤT BẢN NÔNG NGHIỆP

Chương 1. TỔNG QUAN VỀ ĐẤT NGẬP NƯỚC

1.1. ĐỊNH NGHĨA

Trong nhiều thập kỷ qua, các chuyên gia về môi trường và tài nguyên nước trên thế giới đã tìm cách định nghĩa, mô tả đặc điểm và phân loại “đất ngập nước” (ĐNN). Theo thời gian và khái niệm, từ “đất ngập nước” (*wetland*) được dùng để chỉ các vùng đầm lầy, rừng sậy, rừng ngập mặn, vùng đất trũng chứa nước như ao hồ, đầm phá, bãi đầm lún, vùng đồng lũ, vùng đất chứa than bùn, bãi đất ngập ven sông, vùng đất ven biển chịu ảnh hưởng thủy triều,... Tính chất ngập nước, bất kể từ nguồn nước nào, làm cho đất trở nên bão hòa hoặc cận bão hòa theo thường kỳ hoặc định kỳ là đặc điểm chính để định dạng đất ngập nước.

Theo điều 1.1 của Công ước Ramsar về Đất ngập nước (*the Ramsar Convention on Wetlands*), công bố năm 1971 tại thành phố Ramsar (Iran), đã định nghĩa từ “đất ngập nước” như sau:

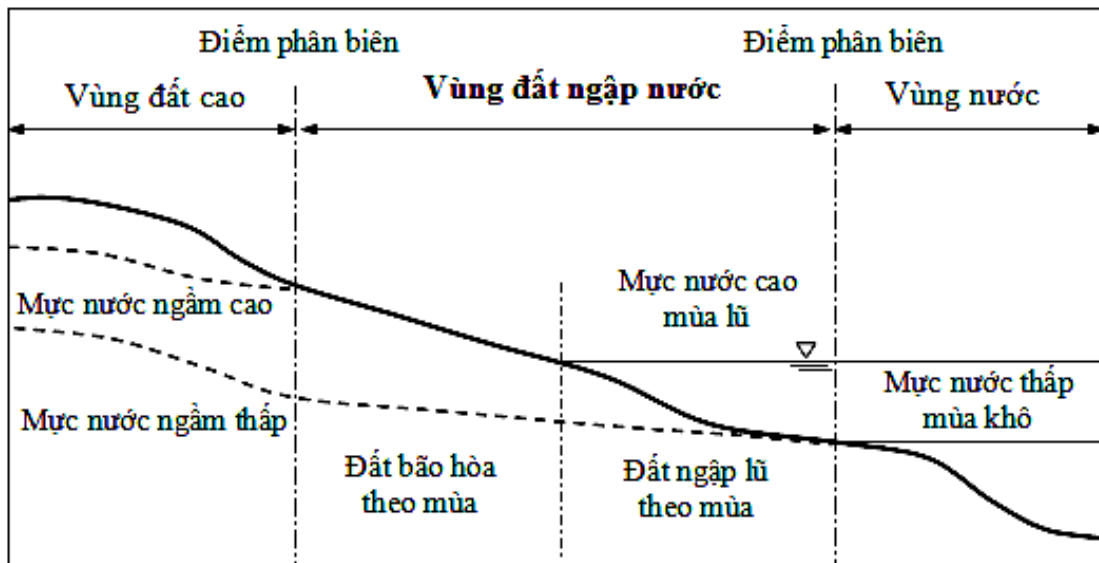
- “Đất ngập nước là vùng đất của đầm lầy, miền ngập lầy, bãi than bùn hoặc vùng nước, bất kể là tự nhiên hoặc nhân tạo, thường kỳ hoặc tạm thời, nước đứng hoặc đang chảy, nước ngọt, nước lợ hoặc mặn, bao gồm cả vùng biển nơi độ sâu dưới mức thủy triều thấp không quá 6 m”.
- “Đất ngập nước có thể kết hợp các vùng đất ven sông và vùng ven biển liền kề, và các vùng đảo hoặc vùng biển có độ sâu dưới 6 m so với mực nước triều thấp”.

Theo quan điểm địa lý sinh thái, Mitsch và Gosselink (1986) cho rằng một vùng đất ngập nước là một môi trường “giao tiếp giữa các hệ sinh thái trên cạn và các hệ thủy sinh, cả hai hệ này thực sự vốn đã khác biệt gần như hoàn toàn”.

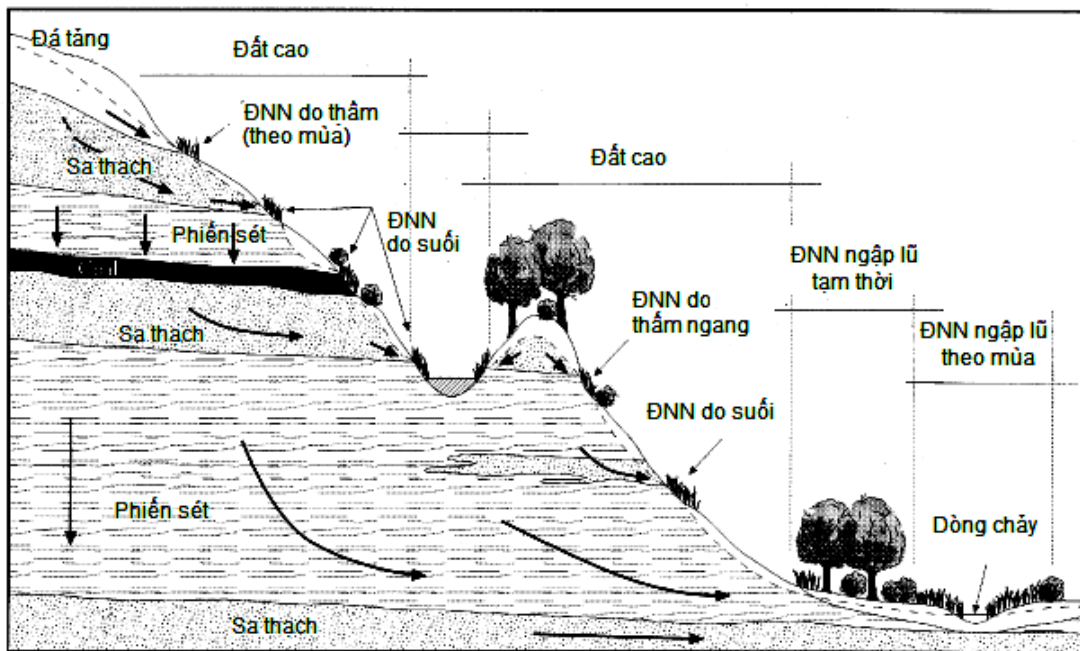
Theo Liên đoàn các kỹ sư công binh Mỹ (1987), từ “đất ngập nước” có nghĩa là các vùng đất bị ngập hoặc bão hòa bởi nước mặt và nước ngầm theo một tần số và thời đoạn cần thiết, và theo các tình huống thông thường mà hình thành, có sự hiện diện phổ biến các loài thực vật tiêu biểu thích nghi với điều kiện đất bão hòa nước.

Theo hai nhà khoa học nổi tiếng chuyên về đất ngập nước, Kadlec và Knight (1996), đất ngập nước là vùng nằm giữa vùng đất cao và vùng nước. Vùng đất cao là vùng đất được hiểu là vùng đất có cao độ cao hơn điểm thoát ra ngoài mặt đất của mực thủy cấp mùa lũ. Vùng nước là vùng đất thấp hơn mực nước thấp nhất, hoặc nói cách khác đó chính là điểm thoát nước ra ngoài của mực thủy cấp trong mùa khô. Hình 1.1 và Hình 1.2 minh họa cho khái niệm này.

Theo Richardson và Vepraskas (2001), chữ “đất ngập nước (*wetland*)” có thể cắt nghĩa đơn giản gồm 2 từ là “sự ẩm ướt” (*wetness*) liên quan đến các yếu tố thủy văn và “đất” (*land*) liên quan đến lớp đất thổ nhưỡng và địa hình phong cảnh.



Hình 1.1. Tổng quan chung cho đất ngập nước (Kadlec và Knight, 1996)



Hình 1.2. Minh họa cảnh quan các kiểu hình đất ngập nước (Tinner, 1999)
Dòng chảy theo các đường mũi tên.

1.2. ĐẶC ĐIỂM ĐẤT NGẬP NƯỚC

Có 3 đặc điểm để đánh giá và phân loại đất ngập nước: nguồn nước, thực vật và đất.

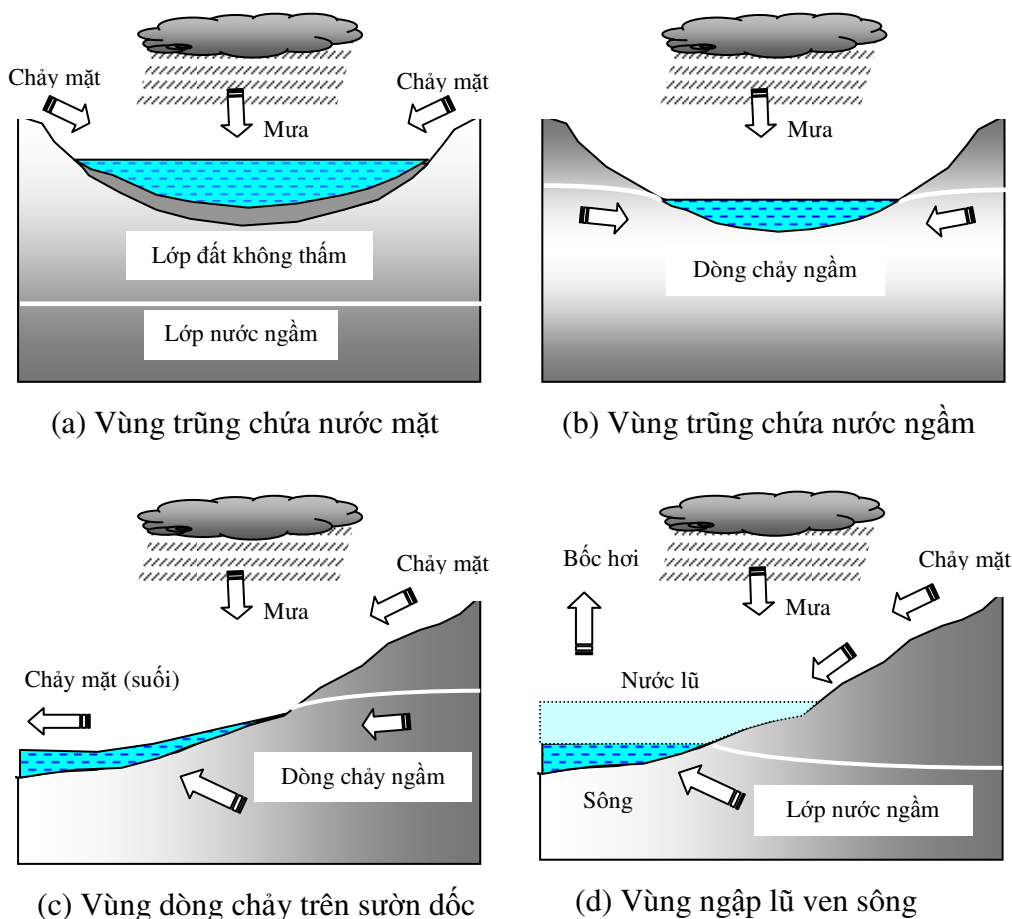
1.2.1. Nguồn nước

Đất ngập nước phải có sự hiện diện của nước, bất kể nguồn nước có từ đâu như nước

mưa, nước do tuyết tan, nước trong ao hồ, đầm lầy, sông suối, kênh mương, cửa biển, vùng biển cạn, hoặc nước ngầm, nước đọng trong đất, nước trong các lớp thổ nhưỡng. Sự có mặt của nước có thể là thường xuyên hoặc theo mùa hoặc thay đổi bất thường do các tác động của thiên nhiên hoặc con người.

Đất ngập nước có thể chứa nhiều loại nước có chất lượng nước khác nhau như nước mặn, nước kiềm, nước chua, nước ngọt, nước thải từ sinh hoạt, sản xuất công nghiệp, nông nghiệp, thủy sản, khai khoáng,... có chứa chất vô cơ hoặc hữu cơ, nước bùn,... Mô tả đặc điểm thủy văn nguồn nước có lẽ là một tiêu chí quan trọng nhất cho việc hình thành và quản lý các loại đất ngập nước và tiến trình trong đất ngập nước (Mitsch và Gosselink, 2000).

Nguồn nước hiện diện trong vùng đất ngập nước có thể ở: (a) Vùng trũng chứa nước mặt (Hình 1.3a); (b) Vùng trũng chứa nước ngầm đổ vào (Hình 1.3b); (c) Vùng dòng chảy trên sườn dốc (Hình 1.3c); và (d) Vùng đất ngập nước ven sông (Hình 1.3d).



Hình 1.3. Các vùng hình thành đất ngập nước
(Nguồn: <http://www.epa.gov/region1/students/pdfs/wetch1.pdf>)

1.2.2. Thực vật

Do sự hiện diện của đất và nước, thực vật có thể phát triển trên vùng đất ngập nước. Thực vật trên vùng đất ngập nước là nền tảng của chuỗi thực phẩm và là yếu tố chính của dòng năng lượng trong toàn hệ thống đất ngập nước (Cronk và Siobhan, 2001). Sự hiện diện các loài thực vật khác nhau trong vùng đất ngập nước rất phong phú. Nhiều tác giả đã liệt kê và mô tả các loài thực vật này như Sarah (1997), Cronk và Siobham (2001), và phổ biến qua Internet ở trang web có địa chỉ: [http://botit.botany.wisc.edu/images/veg/Wetlands I Plants/](http://botit.botany.wisc.edu/images/veg/Wetlands_I_Plants/). Các loại thực vật sống trong vùng đất ngập nước còn được các nhà thực vật học gọi bằng tên là cây ưa nước (*Hydrophytes*, hoặc *water loving plants*), chúng thích nghi trong điều kiện ẩm ướt, yếm khí, bao gồm các khả năng (US-EPA 2007):

- Nhiều loài có những túi khí đặc biệt gọi là mô khí (*aerenchyma*) trong rễ và thân cho phép oxygen khuếch tán từ những mô hô hấp của cây vào rễ của chúng.
- Một số cây thân gỗ bơm oxygen từ lá (một sản phẩm của quang hợp) tới bộ rễ nằm trong đất bão hòa nước. Tiến trình này cho phép tạo các phản ứng trao đổi dinh dưỡng cần thiết với đất chung quanh.
- Một số cây phát hệ thống rễ cạn, thân phình hoặc bộ rễ mọc ra từ thân xõa ra trên mặt đất.
- Các loại cây ưa nước trong môi trường nước mặn phát triển những thanh cản ngăn chặn hoặc kiểm soát muối tại mặt rễ và những cơ quan đặc biệt có khả năng bài tiết muối qua các gân lá.

Thực vật ở đất ngập nước còn có thể phân loại dựa vào sự quan sát hình dạng của chúng:

- Thực vật có thân lá, cành, hoa, trái vượt trên mặt nước (*Emergent plants*). Điển hình là các cây cỏ đuôi mèo (*Cattails*), cây cói (*Rushes*), cây thủy trúc (*Umbrella plant - Cyperus alternifolius*).
- Thực vật có lá trải rộng nổi trên mặt nước, thân và rễ dưới mặt nước. Hoa và trái vượt trên mặt nước (*Floating plants*). Điển hình như cây hoa súng (*water lily*), bèo tấm (*duckweed*).
- Thực vật ngập chìm hoàn toàn dưới mặt nước (*Submergent plants*). Điển hình như các loài rong, tảo.
- Cây bụi (*Shrubs*) đầu thấp, cho thân gỗ mềm với nhiều cành nhỏ.
- Cây thân gỗ cao có thể hơn 5 mét, có thể một thân hoặc một thân nhiều nhánh. Điển hình như các loại tràm, đước, bần, mắm,... Nhóm các cây này thường tạo nên một quần thể thực vật đất ngập nước rộng lớn dạng rừng cây.

1.2.3. Đất

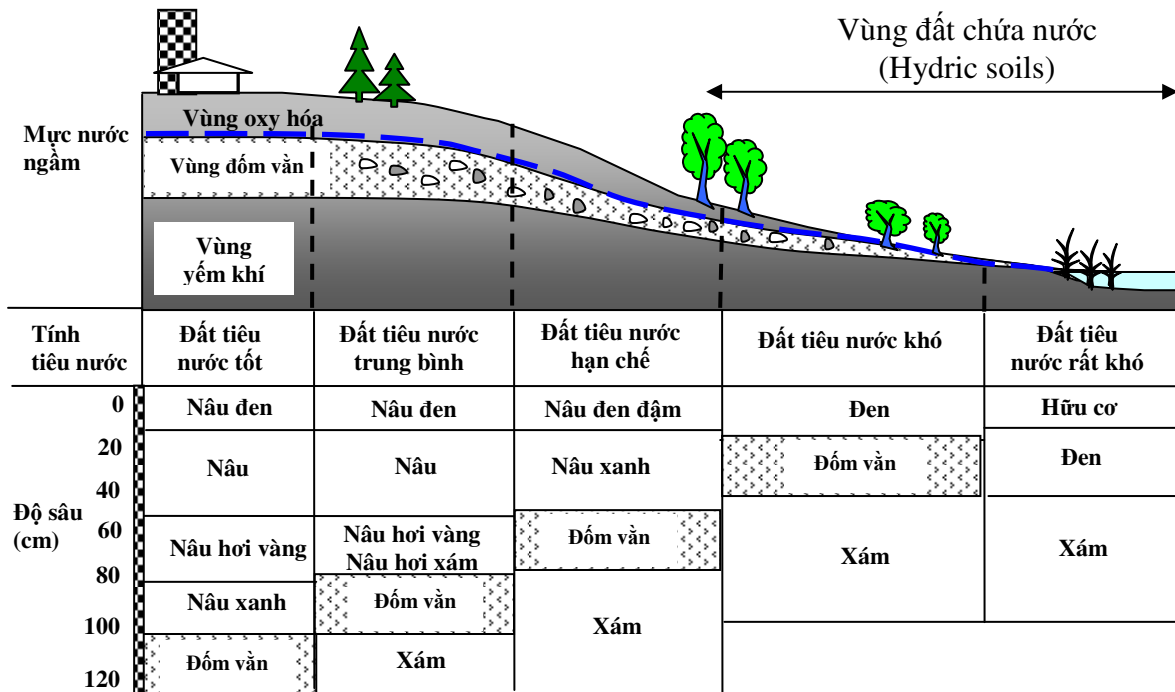
Đất được định nghĩa như là một vật liệu tự nhiên không bền vững hiện diện trên mặt đất, cây trồng phần lớn tồn tại trên đất. Đất ở vùng đất ngập nước (*wetland soil*) thường được gọi là “đất có chứa nước” (*hydric soil*). Đặc điểm của đất nền là một chỉ định quan trọng trong mô tả thủy văn đất ngập nước. Phần lớn đất ngập nước tồn tại ở những nơi

đất ở trạng thái bão hòa hoặc cận bão hòa do ngập nước. Các vùng đất này thường là những nơi đất trũng, đất thấp hoặc những nơi có dòng chảy đi qua hoặc là nơi mà nước ngầm có thể dâng trào, phun xuất làm cho đất bị sũng ướt, ngậm nước hoặc ú nước. Do đất bị ngậm trong nước một thời gian khá dài, trong điều kiện yếm khí nên đất nguyên thủy thành đất ngập nước mà ở đó chỉ một số loài thực vật đặc biệt có thể sống được. Có bốn điều kiện để đất trở nên yếm khí ở khu đất ngập nước là:

- Đất phải bị bão hòa đến điểm không thể tiếp nhận oxygen trong không khí;
- Đất phải chứa các nguồn hữu cơ có thể bị oxy hóa hoặc phân hủy được;
- Đất phải có chứa một số quần thể vi khuẩn hô hấp để có thể oxy hóa chất hữu cơ;
- Nước trong đất phải bị ú đọng hoặc di chuyển chậm.

Khi đánh giá đất ngập nước cần lưu ý mô tả đặc điểm địa hình, địa mạo, độ dốc, tính chất thổ nhưỡng, màu sắc của nền đất như ví dụ trên hình 1.4. Các chỉ số về hình thái đất cũng được sử dụng để nhận dạng đất của đất ngập nước. Dưới đây là một số chỉ số tổng quát:

- Sự tích tụ của chất hữu cơ;
- Màu sắc của đất theo tầng đất;
- Sự hiện diện các đốm, đường vân trong đất;
- Sự phân biệt ion sắt hoặc mangan;
- Mức giảm sulphur và carbon (chẳng hạn trong đất phèn).



Hình 1.4. Mô tả sự thay đổi tính chất đất từ vùng tiêu nước tốt đến vùng khó tiêu nước
(Nguồn: <http://www.epa.gov/region1/students/pdfs/wetch1.pdf>)

1.3. PHÂN LOẠI ĐẤT NGẬP NƯỚC

1.3.1. Các hệ thống phân loại đất ngập nước

Có nhiều hệ thống phân loại đất ngập nước đã được giới thiệu trên toàn thế giới. Sự phân loại này thường được xây dựng trên cơ sở mô tả đặc điểm nguồn nước, cây trồng và đất hiện diện trên đó. Bảng 1.1 liệt kê hệ thống phân loại đất ngập nước (Nguồn: <http://www.epa.qld.gov.au/wetlandinfo/site/WetlandDefinitionstart/WetlandDefinitions/WetlandClassification.html>).

Bảng 1.1. Các hệ thống phân loại đất ngập nước

Hệ phân loại	Chi tiết
Công ước Ramsar về đất ngập nước	42 nhóm phụ nhận dạng theo 3 nhóm chính (đất ngập nước vùng ven biển và vùng biển, đất ngập nước nội địa, và đất ngập nước do con người tạo nên).
Danh bạ các vùng đất ngập nước quan trọng	42 nhóm phụ nhận dạng theo 3 nhóm chính (đất ngập nước vùng ven biển và vùng biển, đất ngập nước nội địa, và đất ngập nước do con người tạo nên).
(Cowardin <i>et al.</i> , 1979) (Bắc Mỹ)	5 kiểu đất ngập nước (biển, cửa sông, ven sông, hồ, đầm lầy). 56 kiểu mô tả phân loại. Bổ sung: chế độ nước, lớp đất nền, thực vật
Thủy địa mạo Bắc Mỹ (Brinson, 1996; Brinson, 1993)	1 kiểu đất ngập nước: đầm lầy Bổ sung: địa mạo, nguồn nước và vận chuyển, thủy động học.
Khuôn khổ New Zealand (Johnson và Gerbeaux, 2004)	9 kiểu đất ngập nước: biển, cửa sông, ven sông, hồ, đầm lầy, đất mặn nội địa, đá plutonic (như đá vôi), địa nhiệt và nival (như vùng núi Alpine). Bổ sung: chế độ nước, cấu trúc thực vật, thực vật, lớp đất nền.
Blackman (1992) (Queensland, dựa theo Cowardin)	5 kiểu đất ngập nước (biển, cửa sông, ven sông, hồ, đầm lầy). Bổ sung: chế độ nước, lớp đất nền, thực vật
Đất ngập nước quốc tế - Châu Đại dương (Tây Nam Queensland) (Jaensch, 1999)	3 kiểu đất ngập nước (ven sông, hồ, đầm lầy). 20 kiểu phụ. Bổ sung: độ mặn (nước ngọt và nước mặn), thực vật ưu thế.
Kingsford và Porter (1999) (Sông Paroo)	7 loại đất ngập nước. Bổ sung: thực vật, địa mạo, độ mặn, thủy văn.
Timms (1999) (Currawinya, Qld)	5 kiểu đất ngập nước Bổ sung: địa mạo, thủy văn, chất lượng nước, cây sống trong nước, động vật không xương sống, các loài chim.
Casanova (1999) (Paroo Rivers, Qld)	7 loại đất ngập nước. Bổ sung: chế độ nước, thực vật.
Timms và Boulton, 2001 (Paroo River, Qld)	5 kiểu đất ngập nước (biển, cửa sông, ven sông, hồ, đầm lầy). Bổ sung: dựa vào cây thủy sinh (biến đổi theo: độ mặn, độ đục, chế độ nước).

Northern Territory (Duguid, 2002)	71 kiểu đất ngập nước theo các đề mục: lưu vực (17 kiểu), miền đất phẳng (4 kiểu), kênh dẫn (21 kiểu), suối (18 kiểu), chảy ngầm (1 kiểu) và nhân tạo (10 kiểu).
NSW (Green, 1997)	14 kiểu đất ngập nước theo các đề mục: vùng ven biển, vùng cao nguyên, vùng nội địa. Bổ sung: thủy văn, thực vật.
WA (Hill <i>et al.</i> , 1996)	13 kiểu đất ngập nước. Bổ sung: độ mặn, thực vật.
Chỉ số điều kiện đất ngập nước Victorian (Corrick và Norman, 1980)	2 kiểu đất ngập nước: ven sông, đầm lầy. 39 kiểu phụ. Bổ sung: thực vật, thủy văn, độ mặn.

1.3.2. Phân loại theo Công ước đất ngập nước Ramsar

Theo Bảng thông tin của Công ước Ramsar (The Information Sheet for Ramsar Wetlands - RIS), phiên bản 2006 - 2008 hướng dẫn, việc phân loại đất ngập nước theo 3 nhóm: nhóm đất ngập nước ven biển/ vùng biển, nhóm đất ngập nước nội địa và nhóm đất ngập nước do con người tạo nên. Trong từng nhóm, loại đất ngập nước đều có tên gọi và ký hiệu (trong ngoặc đơn) như sau.

1.3.2.1. Nhóm đất ngập nước vùng ven biển/ vùng biển

- **Vùng biển nông ngập thường xuyên** (ký hiệu là A, *Permanent shallow marine waters*): bao gồm các vùng nước sâu dưới 6 m lúc triều thấp, vùng này kể cả các vịnh biển và eo biển.
- **Vùng nước đáy dưới triều biển** (ký hiệu là B, *Marine subtidal aquatic beds*): bao gồm các vùng đáy có tảo bẹ, vùng đáy cỏ biển, bãi cỏ biển vùng nhiệt đới.
- **Vùng rặng san hô** (ký hiệu là C, *Coral reefs*).
- **Vùng biển đá rặng** (ký hiệu là D, *Rocky marine shores*): bao gồm các rặng đá ở các vùng đảo ngoài khơi, vùng vách đá nhô ra biển.
- **Vùng biển có bãi cát, bãi đá cuội hoặc bãi đá sỏi** (ký hiệu là E, *Sand, shingle or pebble shores*): bao gồm các vĩa cát, các đảo cát và bờ cát ngầm, các hệ giồng cát ven biển và các dải đụn cát chứa nước.
- **Vùng cửa biển** (ký hiệu F, *Estuarine waters*): bao gồm các vùng cửa biển ngập thường xuyên và hệ cửa sông đổ ra biển của các vùng châu thổ.
- **Các vĩa bùn vùng ảnh hưởng triều, vĩa cát hoặc vĩa muối** (ký hiệu là G, *Intertidal mud, sand or salt flats*).
- **Vùng đầm lầy chịu ảnh hưởng triều** (ký hiệu là H, *Intertidal marshes*): bao gồm các vùng đầm lầy nước mặn, vùng đầm muối, đầm nhiễm mặn, tức cả vùng đầm lầy nước lợ và nước ngọt.
- **Vùng đất ngập nước có rừng chịu ảnh hưởng triều** (ký hiệu là I, *Intertidal*

forested wetlands): bao gồm vùng đầm lầy rừng sậy, rừng đước, rừng dừa nước (*Nipah*) và các vùng rừng nước lợ và nước mặn vùng triều.

- **Vùng đầm phá nước mặn/ lợ ven biển** (ký hiệu là J, *Coastal brackish/saline lagoons*): bao gồm các vùng đầm phá từ mặn sang lợ, có ít nhất một dòng chảy hẹp nối thông với biển.
- **Vùng đầm phá nước ngọt ven biển** (ký hiệu là K, *Coastal freshwater lagoons*): bao gồm các vùng đầm phá vùng châu thổ nước ngọt.
- **Vùng đá vôi và vùng có hệ sinh thái thủy văn ngầm khác** (ký hiệu Zk(a), *Karst and other subterranean hydrological systems*) của vùng biển, ven biển.

1.3.2.2 . Nhóm đất ngập nước nội địa

- **Vùng châu thổ nội địa thường xuyên ngập** (ký hiệu là K, *Permanent inland deltas*).
- **Vùng sông, rạch, dòng chảy thường xuyên** (ký hiệu là M, *Permanent rivers/streams/creeks*): bao gồm cả các thác nước.
- **Vùng sông, rạch, dòng chảy theo mùa/ gián đoạn/ bất thường** (ký hiệu là N - *Seasonal/intermittent/irregular rivers/streams/creeks*).
- **Vùng hồ nước ngọt thường xuyên** (Ký hiệu là O, *Permanent freshwater lakes*): vùng này phải rộng trên 8 ha, bao gồm các hồ hình “ách bờ” (hồ hình cung).
- **Vùng hồ nước mặn/ nước lợ/ nước chứa muối alkaline thường xuyên** (Ký hiệu là Q, *Permanent saline/brackish/alkaline lakes*).
- **Vùng hồ và trảng nước mặn/ nước lợ/ nước chứa muối alkaline theo mùa/gián đoạn** (Ký hiệu là R, *Seasonal/intermittent saline/brackish/alkaline lakes and flats*).
- **Vùng hồ/đầm nước mặn/ nước lợ/ nước chứa muối alkaline thường xuyên** (Ký hiệu là Sp, *Permanent saline/brackish/alkaline marshes/pools*).
- **Vùng hồ/đầm nước mặn/ nước lợ/ nước chứa muối alkaline theo mùa/ gián đoạn** (Ký hiệu là Ss, *Seasonal/intermittent saline/ brackish/ alkaline marshes/pools*).
- **Vùng hồ/ đầm nước ngọt thường xuyên** (Ký hiệu là Tp, *Permanent freshwater marshes/pools*): gồm những hồ có diện tích dưới 8 ha, đầm lầy trong các vùng đất vô cơ, với các cây trồng mọc nổi trong vùng nước đọng ít nhất trong suốt mùa tăng trưởng.
- **Vùng hồ/ đầm nước ngọt theo mùa/ gián đoạn trên vùng đất vô cơ** (Ký hiệu là Ts, *Seasonal/intermittent freshwater marshes/pools on inorganic soils*): gồm các vùng lầy, hồ nước, đồng cỏ ngập lũ theo mùa, đầm cây lách.
- **Vùng đất than bùn không có rừng** (Ký hiệu là U, *Non-forested peatlands*): bao gồm bãi lầy, đầm lầy có cây bụi hoặc trồng.

- **Vùng đất ngập nước vùng núi Alpine** (Ký hiệu là Va, *Alpine wetlands*): bao gồm các vùng nước lầy ở núi Alpine, các vùng nước tạm thời hình thành từ tuyết tan.
- **Vùng đất ngập nước vùng Tundra** (Ký hiệu là Va, *Tundra wetlands*): bao gồm gồm các hồ nước vùng Tundra (những vùng Bắc cực bị đóng băng vĩnh cửu bằng phẳng rộng lớn của châu Âu, Á và Bắc Mỹ), các vùng nước tạm thời hình thành từ tuyết tan.
- **Vùng đất ngập nước có ưu thế về cây bụi** (Ký hiệu là W, *Shrub-dominated wetlands*): bao gồm các vùng đầm lầy cây bụi, các đầm nước ngọt ưu thế về cây bụi, cây bụi shrub-carr, cây sồi (alder) mọc dày trên đất vô cơ.
- **Vùng đất ngập nước ngọt, có ưu thế về cây bụi** (Ký hiệu là Xf, *Shrub-dominated wetlands*): bao gồm các vùng đầm lầy nước ngọt, các khu rừng ngập nước trong mùa lũ, các đầm lầy có rừng trên đất vô cơ.
- **Vùng đất than bùn có rừng** (Ký hiệu là Xp, *Forested peatlands*): bao gồm các khu rừng vùng đầm lầy than bùn.
- **Vùng suối nước ngọt, ốc đảo** (Ký hiệu là Y, *Freshwater springs, oases*)
- **Vùng đất ngập nước địa nhiệt** (Ký hiệu là Zg, *Geothermal wetlands*)
- **Vùng đá vôi và vùng có hệ sinh thái thủy văn ngầm khác** (ký hiệu Zk(b), *Karst and other subterranean hydrological systems*) của vùng nội địa.

Lưu ý là các dạng vùng đồng bằng ngập lũ (*floodplain*), thường xuyên hoặc theo mùa, đều được xem là vùng đất ngập nước mặc dầu khái niệm đất ngập nước đồng lũ (*floodplain wetlands*) không có trong danh sách của Công ước Ramsar về Đất ngập nước.

1.3.2.3. Nhóm đất ngập nước nhân tạo

Các vùng đất ngập nước nhân tạo (*Human-made wetlands*) không có ký hiệu riêng. Các loại đất ngập nước này bao gồm:

- Ao hồ nuôi trồng thủy sản
- Ao hồ trong các nông trại, hồ trữ nước, bể chứa,... (thường dưới 8 ha).
- Đất trồng có tưới, bao gồm cả các kênh thủy lợi và các cánh đồng lúa.
- Đất nông nghiệp có tưới theo mùa, như đất trồng màu, đất trồng cỏ, ...
- Các ruộng muối, cánh đồng làm muối, ...
- Các vùng trữ nước, như hồ chứa, đập, bờ bao (thường rộng trên 8 ha).
- Các vùng đào xới (để lấy đất làm gạch ngói, khai khoáng, ...)
- Các vùng đất dùng làm xử lý nước thải như vùng thải nước nông trại, hồ lắng, hồ oxy hóa, bãi thải nước thải khu dân cư, ...
- Các dạng kênh tiêu, mương, rãnh thoát nước, ...
- Các hệ thống ngầm có chứa nước do con người tạo ra.

1.4. CHỨC NĂNG VÀ GIÁ TRỊ CỦA ĐẤT NGẬP NƯỚC

Đất ngập nước có nhiều chức năng và giá trị quan trọng trong hệ sinh thái liên quan đến các đặc điểm về chu trình thủy văn, địa chất, sinh học và hóa học. Đất ngập nước là những hệ sinh thái có giá trị năng suất cao, cung cấp nguồn nước, nguồn lương thực, nguồn cá, nguồn gen thực vật, động vật hoang dại. Chức năng và giá trị của đất ngập nước liên kết và bổ sung cho nhau (Donald, 2000; Mitsch và Gosselink, 2000). Nhiều phương pháp để đánh giá chức năng và giá trị của đất ngập nước (Bảng 1.2).

Bảng 1.2. Các phương pháp đánh giá đất ngập nước (Kent, 2001)

Tên phương pháp	Tên tiếng Anh và chữ viết tắt	Tham khảo
Kỹ thuật Đánh giá Đất ngập nước	The Wetland Evaluation Technique (WET)	(Adamus <i>et al.</i> , 1987)
Đánh giá Nhanh Đất ngập nước	Rapid Assessment of Wetlands (RAW)	(Kent, <i>et al.</i> , 1990)
Chỉ số Điều kiện Quan trắc Tổng hợp Đất ngập nước	The Wetlands Intergrated Monitoring Condition Index (WIMCI)	(Kent, 1992)
Đánh giá Thủy địa mạo	Hydrogeomorphic Assesment (HGM)	(Brinson, 1996)
Tiến trình Đánh giá Môi trường	Habitat Evaluation Procedures (HEP)	(US Fish và Wildlife Service, 1980)
Đất ngập nước Tham chiếu Thực	Virtual Reference Wetlands (VRW)	(Kent, 1999)

Trên thế giới có khoảng 3 tỷ người ăn lúa gạo, sống phụ thuộc vào đất ngập nước. Khoảng 2/3 lượng thủy sản đánh bắt được cũng từ đất ngập nước. Barbier (1993) cho rằng giá trị kinh tế của đất ngập nước bao gồm những giá trị sử dụng và những giá trị không sử dụng, tham khảo ở Bảng 1.3. Trong bảng này, giá trị chọn lựa ở đây được hiểu là mức hài lòng chi trả của một cá nhân (*individual's willingness to pay*) cho việc chọn lựa sử dụng một giá trị tại một ngày nào sau đó.

Bảng 1.3. Các giá trị kinh tế của đất ngập nước (Barbier, 1993)

Giá trị trực tiếp	Giá trị sử dụng		Giá trị không sử dụng
	Giá trị gián tiếp	Giá trị chọn lựa	
<ul style="list-style-type: none"> Thu hoạch cá Làm nông nghiệp Lấy củi Giải trí Vận tải Động vật hoang dã Than bùn 	<ul style="list-style-type: none"> Giữ dinh dưỡng Kiểm soát lũ Cản bão Bổ sung nước ngầm Hỗ trợ hệ sinh thái ngoại vi Ổn định vi khí hậu Ổn định bờ 	<ul style="list-style-type: none"> Tiềm năng sử dụng trong tương lai (gián tiếp hoặc trực tiếp) Giá trị thông tin tương lai 	<ul style="list-style-type: none"> Đa dạng sinh học Bảo tồn văn hóa Giá trị cho thế hệ sau

1.4.1. Chu trình thủy văn và các biến đổi cơ bản

Nước trong chu trình thủy văn như mưa, dòng chảy mặt, dòng chảy ngầm, trao đổi dòng triều đi vào và ra vùng đất ngập nước, kết hợp với hiện tượng quang hợp có tác dụng làm tích tụ, tạo nguồn và chuyển đổi nhiều hoạt chất vô cơ và hữu cơ quan trọng như: nitrogen, phosphorus, carbon, sulfur, sắt và manganese. Đất ngập nước là nơi tạo nên quá trình chôn vùi các chất trầm tích, khử nitơ, làm giảm carbon dioxide trong không khí, bay hơi ammonia, methane, sulfur,... Quá trình này là một phần thải bỏ, tái khoáng hóa, di chuyển trong thực vật, thay đổi trong tiềm năng oxy hóa và khử hoặc các thành phần sinh học.

1.4.2. Điều tiết dòng chảy lũ và bổ sung nước ngầm

Đất ngập nước có tác dụng làm suy giảm chiều cao đỉnh lũ và làm chậm quá trình đỉnh lũ. Nước lũ do mưa lớn, dòng chảy tràn bờ, tràn mặt khi đến vùng trũng của đất ngập nước sẽ được giữ lại làm gia tăng diện tích mặt thoáng đất ngập nước, một phần nước lũ sẽ được cây cỏ hấp thu, một phần thấm xuống đất, bổ sung lượng nước ngầm.

1.4.3. Giữ lại các phần tử hạt và tạo nguồn nguyên liệu thô

Đất ngập nước được xem là vùng bẫy và lưu giữ các hạt phù sa, các chất dinh dưỡng và các chất độc qua tiến trình vật lý. Do vận tốc dòng chảy qua đất ngập nước bị suy giảm, gây nên sự lắng đọng các chất phù sa như là một trong những chất trầm tích, các chất phức hóa học vô cơ lẫn hữu cơ kết dính trong hạt phù sa cũng bị lắng đọng theo tiến trình này. Thực vật, và cả động vật, trong đất ngập nước hấp thu các chất trầm tích này tạo nên nguồn nguyên liệu thô. Con người có thể khai thác một phần nguyên liệu thô này. Ví dụ, rừng ngập mặn cung cấp cây đước để làm nhà, làm than cây, làm củi đốt. Rừng tràm trên vùng lung phèn cung cấp thân gỗ cho công trình xây dựng, vỏ tràm cho công nghiệp làm bột giấy, tinh dầu từ lá làm dược liệu, hoa cho ong mật. Sen súng, lúa hoang mọc cùng với các động vật hoang dã như chim, cá, rắn, rùa, ếch,... sống trong đất ngập nước có thể làm thực phẩm cho con người. Tuy nhiên, việc khai thác thiếu bền vững nguyên liệu thô có thể dẫn đến sự suy giảm chức năng và giá trị của đất ngập nước.

1.4.4. Môi trường sống cho thủy thực vật và động vật hoang dã

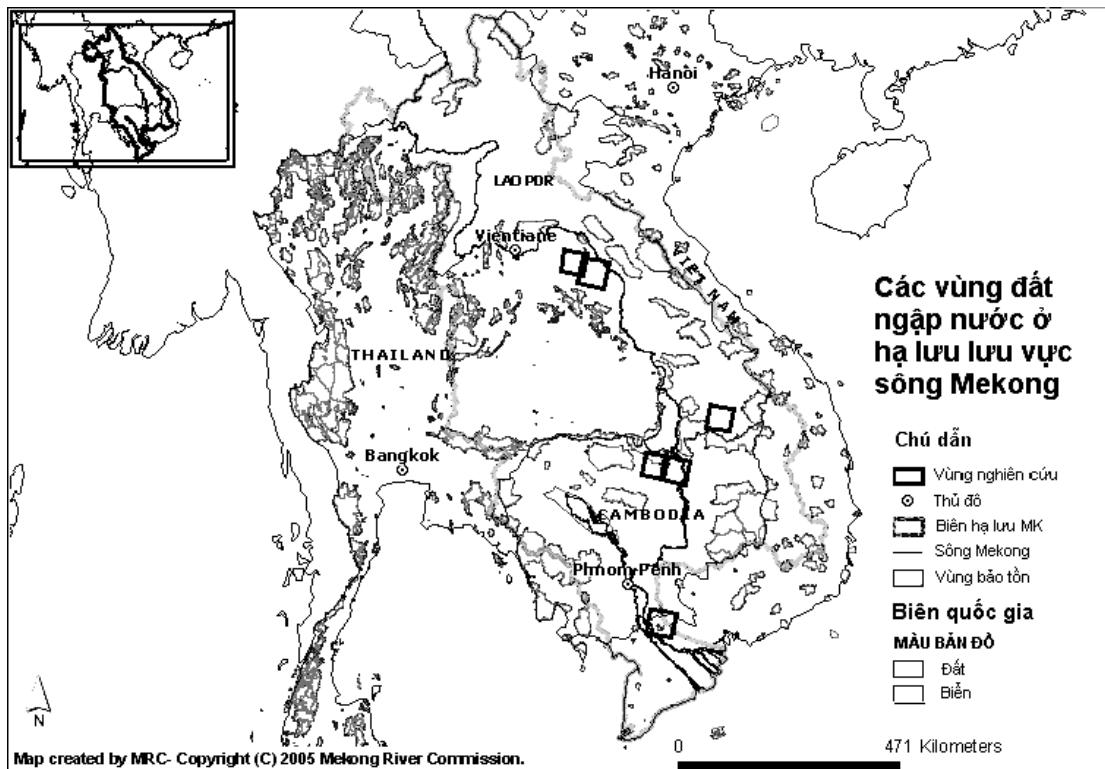
Tất cả các vùng đất ngập nước đều là môi trường sống, có giá trị trong việc duy trì và làm phong phú nguồn thủy thực vật cũng như các loài động vật hoang dã khác. Đất ngập nước bảo tồn nhiều nguồn gen thực vật quý giá. Nhiều loài động vật hoang dã như cá, chim, rùa, rắn,... bị đe dọa nếu thiếu các vùng đất ngập nước và các vùng đệm chung quanh.

1.4.5. Giá trị giáo dục và khoa học

Nhiều nhà khoa học và các tổ chức liên quan đến sinh thái và môi trường đã nhấn mạnh giá trị giáo dục và khoa học to lớn của đất ngập nước. Các đề tài giáo dục về đất ngập nước bao gồm gia tăng nhận thức, giới thiệu luật lệ và các quy định về bảo vệ đất ngập nước, trao đổi khoa học về bảo tồn tính đa dạng sinh học của đất ngập nước và quản lý tài nguyên đất ngập nước. Đất ngập nước là nơi các nhà khoa học tập trung nghiên cứu cơ sở sinh học, sinh học quần thể, chuỗi thực phẩm, và cấu trúc cộng đồng.

1.5. ĐẤT NGẬP NƯỚC ĐƯỢC BẢO TỒN Ở HẠ LƯU SÔNG MEKONG VÀ VIỆT NAM

Sông Mekong chảy qua 6 quốc gia (Trung Quốc, Miến Điện, Thái Lan, Lào, Campuchia và Việt Nam) và có vai trò quan trọng trong việc hình thành nhiều khu đất ngập nước. Đặc biệt ở các khu vực phía hạ lưu, sông Mekong chảy qua nhiều khu rừng nhiệt đới, các vùng trũng khác nhau trước khi ra đến biển. Tính đa dạng sinh học của các vùng này vô cùng phong phú. Ủy hội sông Mekong (The Mekong River Committee - MRC) đã dựa vào sự phân loại theo Công ước Ramsar và tính chất đa dạng sinh học để đề xuất các khu đất ngập nước cần được bảo tồn (Hình 1.5). Việt Nam tham gia Công ước Ramsar 1989 và là thành viên thứ 50. Hiện nay Việt Nam đã thống kê được hơn 60 vùng ĐNN có tầm quan trọng quốc tế và quốc gia; Vườn Quốc gia Xuân Thủy (Nam Định) là khu Ramsar đầu tiên của Việt Nam. Tổng diện tích đất ngập nước ở Việt Nam rất đa dạng nhưng chưa được thống kê đầy đủ, ước lượng vào khoảng 5.810.000 hecta, chiếm khoảng 8% diện tích toàn bộ các vùng đất ngập nước ở châu Á (Dục, 1998; Scott, 1989).

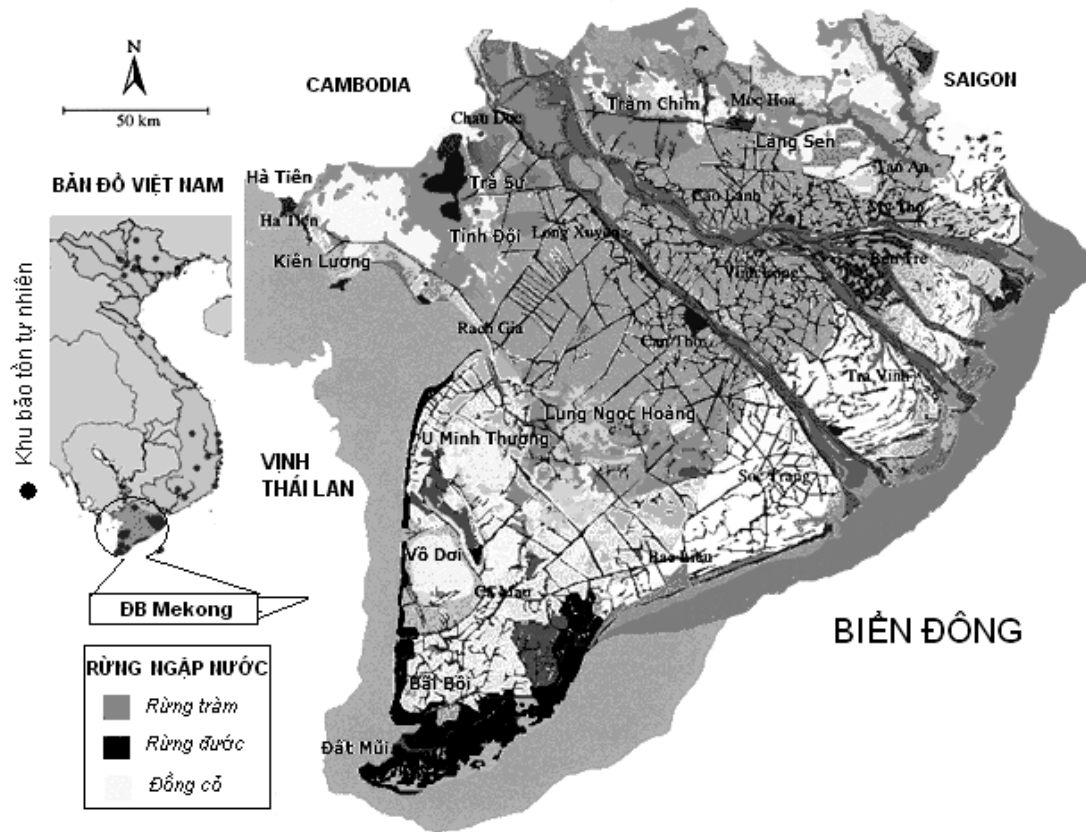


Hình 1.5. Các vùng đất ngập nước cần bảo tồn và nghiên cứu ở hạ lưu sông Mekong (MRC 2005)

Đồng bằng sông Cửu Long (ĐBSCL) là vùng hạ lưu cuối cùng của sông Mekong trước khi đổ ra biển Đông và vịnh Thái Lan. Đồng bằng rộng trên 4 triệu hecta với hơn 2,1 ha là đất canh tác, chủ yếu là canh tác lúa và nuôi trồng thủy sản. Dân số vùng đồng bằng là hơn 18 triệu người (2008) sống tập trung dọc theo các nguồn nước như vùng ven

sông, vùng trũng tứ giác Long Xuyên – Hà Tiên, vùng Đồng Tháp Mười, vùng ven biển. Có thể nói, gần như toàn bộ ĐBSCL là một vùng đất ngập nước lớn nhất Việt Nam (Tuan và Wyseure, 2007), trong đó nhiều kiểu hình đất ngập nước khác nhau.

ĐBSCL có 280.000 ha rừng có thể phân làm 2 nhóm theo sinh thái rừng đất ngập nước (FAO, 1994): đất ngập nước rừng tràm và đất ngập nước rừng sát ven biển. Hình 1.6 là bản đồ các khu đất rừng ngập nước ở ĐBSCL, trên bản đồ có ghi tên 11 vùng đất ngập nước cần được bảo tồn.



Hình 1.6. Bản đồ đất ngập nước rừng ở ĐBSCL (Nhan, 1997)

1.6. CÁC NGUY CƠ ĐỐI VỚI HỆ SINH THÁI ĐẤT NGẬP NƯỚC

Các hệ sinh thái đất ngập nước tại nhiều nơi trên thế giới đang bị đe dọa suy giảm bởi các yếu tố bao gồm việc tháo nước hay san lấp các khu vực đất ngập nước của con người, thay đổi các điều kiện thủy văn trong khu vực đất ngập nước, bị thoái hóa dần do các ô nhiễm không có nguồn và do sự xâm chiếm của các sinh vật ngoại lai. Ngày nay, quần thể thực vật đất ngập nước còn bị đe dọa bởi các ảnh hưởng của vấn đề thay đổi khí hậu toàn cầu như là sự dâng lên của nước biển. Sự mất dần của các khu đất ngập nước do các nguyên nhân kể trên đã làm giảm sự đa dạng sinh học của thực vật vùng đất này.

1.6.1. Sự thay đổi của các điều kiện thủy văn

Các hoạt động của con người như sản xuất nông nghiệp, kiểm soát lũ đã làm thay đổi các điều kiện thủy văn của các khu vực đất ngập nước dẫn đến diện tích những khu vực này giảm dần (Mathias và Moyle, 1992). Các hoạt động như xây đê, khai thác nước ngầm hay các dự án thủy lợi làm thay đổi mực nước của các khu vực đất ngập nước lân cận dẫn đến sự thay đổi các thành phần thực vật trong khu vực đất ngập nước. Ở những khu vực khô hạn, các hoạt động của con người trực tiếp cạnh tranh nguồn nước với các thực vật đất ngập nước. Mực nước ngầm xuống thấp do khai thác nước quá độ đe dọa các khu đất ngập nước ven sông làm giảm độ phong phú của các loài thực vật thân thảo một cách nhanh chóng (Stromberg và Patten, 1992). Các dự án đào kênh để tưới tiêu cũng làm thay đổi chế độ thủy văn của khu vực, làm thay đổi quần thể và giảm độ phong phú của thực vật ở khu đất ngập nước lân cận (Carpenter *et al.*, 1992). Sự phát triển quá mức của tiến trình đô thị hóa, phát triển giao thông, việc san lấp các vùng đất trũng, ao hồ tự nhiên làm giảm diện tích đất ngập nước.

Ở ĐBSCL những hoạt động phá rừng ngập mặn, khai thác nước ngầm để nuôi tôm đang và sẽ gây ảnh hưởng nghiêm trọng đến các khu đất ngập nước ven biển.

1.6.2. Sự xâm chiếm của các sinh vật ngoại lai

Các sinh vật ngoại lai có tốc độ phát triển nhanh là mối đe dọa của nhiều loại hệ sinh thái, trong đó có hệ sinh thái đất ngập nước. Các tác động của sinh vật ngoại lai bao gồm làm thay đổi chu trình của các dưỡng chất, gia tăng các hình thức độc canh, làm hủy diệt hay tiết chế các loài bản địa dẫn đến sự giảm sút nghiêm trọng về tính đa dạng sinh học của khu vực (D'Antonio và Vitousek, 1992; Gordon, 1998; Wilcove *et al.*, 1998). Ở ĐBSCL các loài ngoại lai như Lục bình (Water hyacinth, *Eichhornia crassipes*), Mai dương (Mimosa weed, *Mimosa pigra* L.), cá Lau kính (Suckermouth catfish, *Loricariidae*), ốc Bươu vàng (Apple snail/ Golden snail, *Pomacea caniculata*) được con người vô tình hay cố ý đem về, sau đó lọt ra tự nhiên.

Bèo Lục bình có nguồn gốc từ Trung và Nam Mỹ, được du nhập vào Việt Nam khoảng năm 1902. Sự phát triển quá độ của bèo Lục bình ở các kênh đào trong khu vực rừng quốc gia U Minh đã làm gia tăng sự thất thoát nước, cản trở lưu thông của các kênh đào này ảnh hưởng đến khả năng phòng chống cháy rừng vào mùa khô.

Sự phát triển của cây Mai dương ở khu bảo tồn Tràm Chim đang đe dọa đến sự đa dạng thực vật của khu đất ngập nước này. Ở nguyên quán tận Nam Mỹ, cây Mai dương có chiều cao chừng 30 – 40 cm, trong khi đến ĐBSCL cây có thể vượt trội thành bụi cao đến 3 – 4 m và tồn tại rất lâu trong đất. Gai trên thân cây Mai dương làm nó trở nên khó diệt. Sự hiện diện của cây Mai Dương đã được ghi nhận ở khắp 13 tỉnh thành ở ĐBSCL, đặc biệt là các vùng ngập nước do lũ.

Cá lau kính là giống cá thường được nuôi trong các chậu kính nuôi cá cảnh. Chúng thường xuyên bám sát vào mặt kính để ăn các rong rêu nên có tên gọi như vậy. Khi thoát ra môi trường nước tự nhiên trong quá trình nhân giống, nuôi dưỡng và buôn bán, cá lau kính được xem loài xâm hại ở một số quốc gia. Loài cá này dễ tồn tại và phát triển trong điều kiện thiếu oxy, nước tù đọng, nhiễm bẩn cao. Nó có thể sự cạnh tranh

thức ăn trực tiếp đối với các loài cá bản địa có cùng tập tính và có thể làm giảm thiểu đa dạng sinh học.

Ốc Bươu vàng có nguồn gốc từ Nam Mỹ, lúc đầu được nhập và nuôi thử nghiệm ở Việt Nam từ sau năm 1989. Về sau, loài này phát tán mạnh mẽ và có mặt ở hầu hết các vùng canh tác lúa, ao hồ sông rạch và các vùng đất ngập nước khác. Ốc Bươu vàng sống khỏe, mau lớn, đẻ nhiều và ăn hoa màu, lúa, rau xanh rất mạnh. Chúng làm thiệt hại cây trồng trong nông nghiệp, phá vỡ cơ cấu của chuỗi thực phẩm tự nhiên và làm nguy cơ lai cho loài ốc bản địa. Sử dụng hóa chất để diệt loài ốc Bươu vàng có thể gây ô nhiễm môi trường nước. Ốc Bươu vàng phát tán chủ yếu theo dòng lũ, dòng nước chảy trong hệ thống kênh rạch và đất ngập nước.

1.6.3. Sự thay đổi khí hậu toàn cầu

Các hoạt động của con người đã làm gia tăng phát thải các khí gây hiệu ứng nhà kính như: CO₂, CH₄, N₂O... dẫn đến sự thay đổi khí hậu toàn cầu (nhiệt độ và mưa) và làm cho băng tan và mực nước biển dâng lên. Các nghiên cứu của nhiều nhà khoa học và các tổ chức quốc tế đã chứng minh sự hiện hữu này (IPCC 2007; Kelly và Adger, 2000).

Theo các dự báo nếu xu hướng phát thải này không được hạn chế và kiểm soát thì ĐBSCL của chúng ta sẽ bị đe dọa do hiện tượng nước biển dâng. Điều này sẽ làm ảnh hưởng các khu vực trồng lúa, các khu đất ngập nước ven biển, thêm vào đó quần thể thực vật đất ngập nước cũng sẽ thay đổi do nhiệt độ gia tăng (Adger, 1999; Wassmann *et al.*, 2004). Theo báo cáo nghiên cứu của Ủy ban Liên Chính phủ về thay đổi khí hậu, nếu mực nước biển dâng cao thêm 1 mét, ĐBSCL có thể bị ngập thêm 15.000 - 20.000 km² đất đai và sự kiện này sẽ ảnh hưởng đến chừng 3,5 đến 5 triệu người ở vùng Đồng bằng (IPCC 2007).

Chương 2: ĐẤT NGẬP NƯỚC KIẾN TẠO

2.1. KHÁI NIỆM

2.1.1. Xử lý nước thải bằng đất ngập nước

Hiện nay trên thế giới có chừng hơn 6% diện tích đất mặt, khoảng 8.6 triệu km², là đất ngập nước (Bazilevich *et al.* 1971; Maltby và Turner, 1983). Đất ngập nước được xem là yếu tố làm ổn định và cân bằng khí hậu như là những vùng đệm trong quản lý tài nguyên nước lưu vực (Hogan *et al.*, 2000). Đất ngập nước còn là nơi cư trú cho nhiều loài chim, loài bò sát, loài lưỡng cư... Hơn 100 năm qua, nhiều đô thị, thị trấn và thôn làng ở nhiều nơi trên thế giới, con người đã sử dụng đất ngập nước tự nhiên là nơi để chứa và xử lý nước thải một cách vô tình hoặc chủ đích. Các vi sinh vật sống tự nhiên trong nước, trong cát sỏi, trong thân rễ thực vật thủy sinh tiêu thụ các chất hữu cơ và chất dinh dưỡng trong nước thải như một tác dụng loại bỏ chất ô nhiễm. Các cây cỏ sống trong nước này cũng có khả năng trao đổi ion và hấp thụ các độc chất trong nước thải. Hơn nữa, các phân tử rắn trong nước thải sẽ bị tích giữ ở đáy vùng đất ngập nước do điều kiện dòng chảy bị chậm lại.

Tuy nhiên, không phải ở đâu, con người cũng tìm ra khu đất ngập nước tự nhiên có đủ điều kiện diện tích và khả năng xử lý nước thải. Vì vậy, việc xây dựng hoặc cải tạo một khu vực trũng, ngập nước để xử lý nước thải là một trong các biện pháp chọn lựa. Một vùng đất ngập nước do con người kiến thiết, tạo dựng mới hoàn toàn hay cải tạo từ tự nhiên được gọi tên chung là đất ngập nước kiến tạo (*Constructed Wetland – CW*). Ở đất ngập nước kiến tạo, thực vật thủy sinh sẽ được chọn lựa để trồng. Các cây trồng trong khu đất ngập nước kiến tạo ngoài tác dụng xử lý nước thải, chúng có thêm vai trò quan trọng trong việc giảm thiểu tiếng ồn, điều hòa vi khí hậu khu vực, tạo môi trường sống cho nhiều loài sinh vật hoang dã khác, v.v...

2.1.2. Định nghĩa đất ngập nước kiến tạo

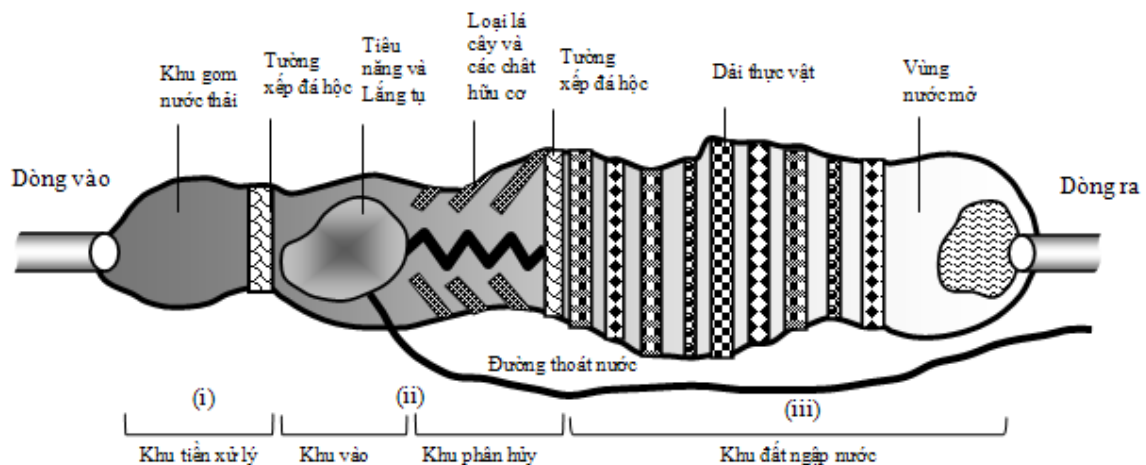
Đất ngập nước kiến tạo được định nghĩa là một hệ thống công trình xử lý nước thải được kiến thiết và tạo dựng mô phỏng có điều chỉnh theo tính chất của đất ngập nước tự nhiên với cây trồng chọn lọc.

Đất ngập nước kiến tạo được xây dựng cho mục đích chính là xử lý nước thải, các mục tiêu khác như điều tiết lũ, bổ cập nước ngầm, điều hòa khí hậu, khai thác nguyên liệu thô, tạo môi trường tự nhiên cho các động vật hoang dã chỉ là các mục tiêu phụ. Các chất ô nhiễm của nước thải, có thể từ mưa chảy tràn trên sườn dốc, nước thải sinh hoạt, nước thải từ sản xuất dân dụng hoặc công nghiệp,... khi qua đất ngập nước kiến tạo sẽ bị giữ lại bởi chất nền (đất, cát, sạn sỏi,...) và cây trồng, cuối cùng nước sẽ trở nên sạch hơn.

Ưu điểm lớn nhất của phương thức xử lý nước thải bằng đất ngập nước kiến tạo so với các biện pháp xử lý nước thải khác do chúng rất hợp với điều kiện tự nhiên, đơn giản trong xây dựng, dễ quản lý, ít hao tổn năng lượng, hóa chất, hiệu quả xử lý khá tốt và

chi phí vận hành thấp. Tuy vậy, trở ngại lớn của việc xây dựng đất ngập nước kiến tạo hiện nay nó cần một khu đất tương đối rộng.

Theo tổ chức Melbourne Water (2002), có ba khu vực chính cho một hệ thống xử lý nước bằng đất ngập nước kiến tạo, minh họa ở hình 2.1: (i) khu tiền xử lý, (ii) khu vào, và (iii) khu lọc qua đất ngập nước với hệ thống các cây thủy sinh. Khu tiền xử lý là một cái bẫy chặn gom nước thải lẫn với các loại rác có kích thước lớn hơn 20 mm hiện diện trong dòng chảy. Khu vào, mang chức năng như hồ tiêu năng và tạo lắng, có tác dụng làm giảm 95% các chất rắn lơ lửng xuống còn các hạt có kích thước 125 μm . Nếu khu tiền xử lý không đủ, một khu phân hủy gom các chất dễ hoai mục trong điều kiện yếm khí như lá cây và các chất hữu cơ khác. Khu đất ngập nước có nhiệm vụ loại bỏ các hạt lơ lửng có kích thước nhỏ hơn 125 μm , các vi hạt nhỏ hơn và các chất ô nhiễm không hòa tan.



Hình 2.1. Sơ đồ một khu hệ thống đất ngập nước kiến tạo (Melbourne Water, 2002)

2.1.3. Lịch sử nghiên cứu đất ngập nước kiến tạo

Đất ngập nước kiến tạo chảy mặt, được xây dựng trên cơ sở sinh thái đất ngập nước tự nhiên, cho mục tiêu chính là xử lý nước thải. Vào đầu những năm 1950, ý định đầu tiên sử dụng thực vật đất ngập nước để loại bỏ các chất ô nhiễm khác nhau từ nước thải là do K. Seidel ở Đức (Vymazal, 2005). Sau đó, trong giai đoạn 1960 – 1980, Seidel và các đồng sự tại Viện Max Planck ở Đức sau nhiều nghiên cứu đã đề xuất kỹ thuật đất ngập nước kiến tạo chảy mặt (Kickuth, 1977; Seidel, 1976). Một công trình đất ngập nước kiến tạo chảy mặt hoàn chỉnh đã được xây dựng ở Hà Lan vào năm 1967-1969 để xử lý nước thải cho một vùng đất dùng để cắm trại. Những năm sau đó, lần lượt có khoảng 20 khu đất ngập nước kiến tạo chảy mặt được xây dựng ở Hà Lan. Rất nhiều nghiên cứu khoa học về tác dụng của cây cỏ ở vùng đất ngập nước trong việc xử lý nước thải đã được công bố từ năm 1955 đến cuối thập niên 1970. Tuy nhiên, loại hình đất ngập nước kiến tạo chảy mặt lại không được các nước châu Âu khác áp dụng mà hầu hết các nước ở đây lại chuộng kiểu hình đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm theo phương ngang. Năm 1974, vùng Othfresen ở Đức xây dựng hoàn chỉnh một khu đất ngập nước chảy ngầm theo phương ngang. Trong thời kỳ ban đầu, ở Đức và Đan Mạch, đất dùng là đất sét

nặng. Hệ thống này cho kết quả nước đầu ra rất tốt nhưng do độ dẫn thủy lực thấp nên về sau bị tình trạng úng nước cục bộ, vì vậy có lúc hệ thống phải chỉnh sửa theo kiểu chảy mặt. Cuối thập niên 1980 ở Anh Quốc, đất được thay bằng sạn sỏi đã sàng rửa và lần này cho kết quả khá thành công. Vào giữa năm 1985, Trung tâm Nghiên cứu Nước Anh Quốc (*the British Water Research Centre*) lần đầu tiên đã chứng minh tiềm năng cải thiện chất lượng nước của dòng chảy ngang qua các hệ thống xử lý trồng sậy. Vào khoảng giữa năm 1985 – 1990, Công ty Weyerhaeuser bắt đầu nghiên cứu hai hệ thống đất ngập nước chảy mặt thí điểm riêng biệt để xử lý nước thải của nhà máy giấy và bột giấy. Vùng lồm khu xử lý được trồng các loại cây cỏ giây (*Spartina cynosuroides*), cỏ đuôi mèo (*Typha latifolia*), sậy (*Phragmites australis*).

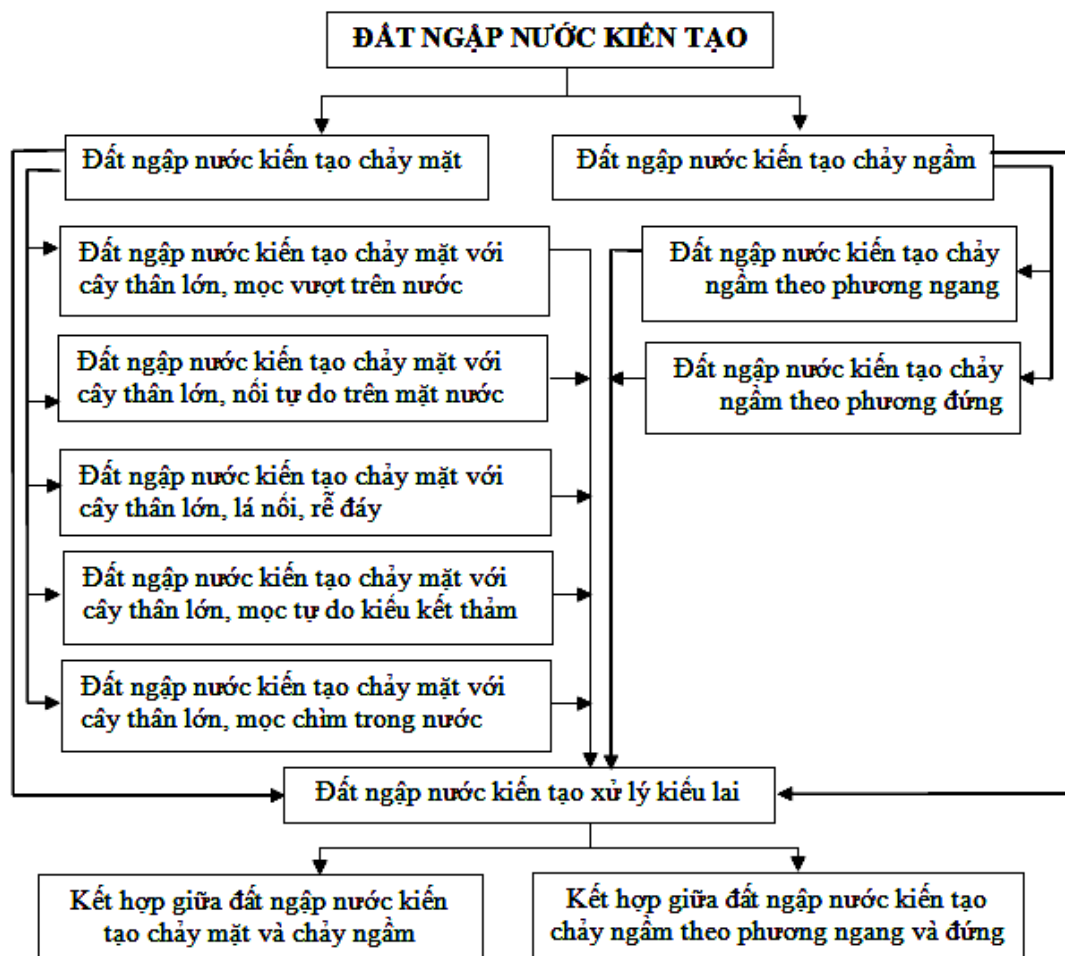
Từ năm 1985 đến nay, hàng trăm hệ thống đất ngập nước đã được xây dựng khắp thế giới, đặc biệt ở các quốc gia châu Âu (Áo, Bỉ, Đan Mạch, Pháp, Đức, Thụy Điển, Thụy Sĩ, Hà Lan, Anh Quốc), Bắc Mỹ, Úc và châu Á (Trung Hoa và Ấn Độ). Tháng 9/1990, Hội nghị Quốc tế về Đất ngập nước Kiến tạo đã họp tại Cambridge, Anh Quốc để giới thiệu một Tài liệu Hướng dẫn của châu Âu về Thiết kế và Vận hành các Hệ thống Xử lý cho nền đất trồng Sậy (Cooper và Findlater, 1990). Đất ngập nước kiến tạo chảy mặt dùng chất nền là sạn sỏi thường được dùng rộng rãi ở Mỹ (Reed *et al.*, 1995). Một nghiên cứu tại Tây Ban Nha đã kết luận đất ngập nước kiến tạo là một giải pháp bền vững để xử lý nước thải các khu làng xã nhỏ (Solano *et al.*, 2003). Có thể liệt kê theo dòng thời gian một loạt các nghiên cứu có báo cáo theo hướng dùng đất ngập nước để xử lý nước thải (Moshiri, 1993):

- 1956 - Thực nghiệm xử lý nước thải trại chăn nuôi;
- 1975 - Vận hành xử lý nước thải nhà máy tinh lọc dầu mỏ;
- 1978 - Vận hành xử lý nước thải nhà máy dệt;
- 1978 - Thực nghiệm xử lý nước thải có acid của mỏ khoáng;
- 1979 - Vận hành xử lý nước thải ao nuôi cá;
- 1982 - Vận hành xử lý nước thải có acid của mỏ khoáng;
- 1982 - Thực nghiệm làm giảm sự phú dưỡng hóa ao hồ;
- 1982 - Vận hành xử lý nước chảy tràn do mưa ở đô thị;
- 1983 - Thực nghiệm xử lý nước thải nhà máy giấy và bột giấy;
- 1985 - Thực nghiệm xử lý nước thải nhà máy chế biến hải sản;
- 1988 - Vận hành xử lý nước rỉ bãi ủ phân compost;
- 1989 - Thực nghiệm xử lý nước thải nhà máy chế biến củ cải đường;
- 1989 - Vận hành làm giảm sự phú dưỡng hóa ao hồ;
- 1990 - Thực nghiệm xử lý nước thải bùn hút ở cảng;
- 1991 - Vận hành xử lý nước thải nhà máy giấy và bột giấy;

Hơn 10 năm qua đến nay, nhiều nhà khoa học trên nhiều lãnh vực khác nhau đã có những nghiên cứu sâu và rộng cho nhiều giải pháp liên quan đến hệ thống đất ngập nước. Hiện nay, hệ thống đất ngập nước kiểu lai giữa chảy mặt và chảy ngầm phổ biến ở châu Âu. Nhiều mô hình toán và vật lý mới cho dòng chảy nước thải qua đất ngập nước kiến tạo đã

được thành lập bên cạnh những thành tựu đo đạc tiến bộ trong thủy văn, sinh thái học, hóa học, môi sinh học và quản lý tài nguyên thiên nhiên. Các công bố quan trọng có thể kể: phương trình chuyển vận chất ô nhiễm hòa tan trong nước ngầm (Schnoor, 1996); mô hình mô phỏng kín động lực học của đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm (Wynn và Liehr, 2000); ảnh hưởng của các đặc trưng ô nhiễm trong thiết kế đất ngập nước, gồm cả ảnh hưởng các tiềm thể của sự phân bố thời gian tồn lưu và hằng số tốc độ loại bỏ chất ô nhiễm bậc một (Kadlec *et al.*, 2000); thử nghiệm thủy lực chất lưu vết tại các vùng đất ngập nước Predo Riverside County, California, US và đánh giá so sánh đường cong xuyên tuyến (*breakthrough curve* – BTC) của hai hóa chất Rhodamine WT® và Bromide lên việc xác định đặc tính thủy lực của đất ngập nước kiến tạo (Lin *et al.*, 2003).

2.2. PHÂN LOẠI ĐẤT NGẬP NƯỚC KIẾN TẠO



Hình 2.2. Phân loại các kiểu đất ngập nước kiến tạo

Đất ngập nước kiến tạo được xây dựng cho mục đích chính là xử lý nước thải. Có hai kiểu hệ thống xử lý nước bằng đất ngập nước kiến tạo cơ bản, đó là hệ thống đất ngập nước kiến tạo chảy mặt tự do (*Constructed Free surface Flow Wetlands* - CFFW) và hệ

thông đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm (*Constructed Subsurface Flow Wetlands - CSFW*). Hai kiểu phân biệt cơ bản này lại được phân chia theo nhiều kiểu khác nhau theo chức năng xử lý của loại thực vật được trồng và đặc điểm dòng chảy. Trong một số trường hợp, một hệ thống xử lý kiểu lai (*hybrid treatment system*), bằng cách kết hợp pha cả hai hệ thống đất ngập nước cơ bản trên. Hình 2.2 mô tả sự phân loại này.

2.2.1. Đất ngập nước kiến tạo chảy mặt

Đất ngập nước kiến tạo chảy mặt thường thích hợp với các loại cây phát triển với độ ngập nước dưới 0.4 m (Kadlec *et al.*, 2000). Vùng nước mặt có thể kết hợp với thiết kế tối ưu về thủy lực và tạo điều kiện môi trường sinh sống cho các động vật hoang dã. Đất ngập nước kiến tạo chảy mặt sử dụng một vỉa đất hoặc sỏi như một chất nền cho các loại cây trồng mọc rễ và tăng trưởng. Chiều sâu lớp đất nền trong đất ngập nước kiến tạo chảy mặt thường vào khoảng 0.6 đến 1.0 m, đáy nền được thiết kế có độ dốc để tối thiểu hóa dòng chảy tràn trên mặt. Khi thiết kế một khu đất ngập nước kiến tạo chảy mặt cần phải xem xét cách mô phỏng chế độ thủy văn trong một lưu vực cạn, có quy mô nhỏ được xây dựng với loại đất và cây trồng thủy sinh với sự cân bằng nước của hệ thống. Lượng nước chảy vào và ra khỏi đất mặt và bị tổn thất do bốc thoát hơi và thấm bên trong khu đất ngập nước. Người ta phân biệt các dạng đất ngập nước kiến tạo chảy mặt chủ yếu qua loại thực vật thủy sinh trồng trên đó (Hình 2.3).

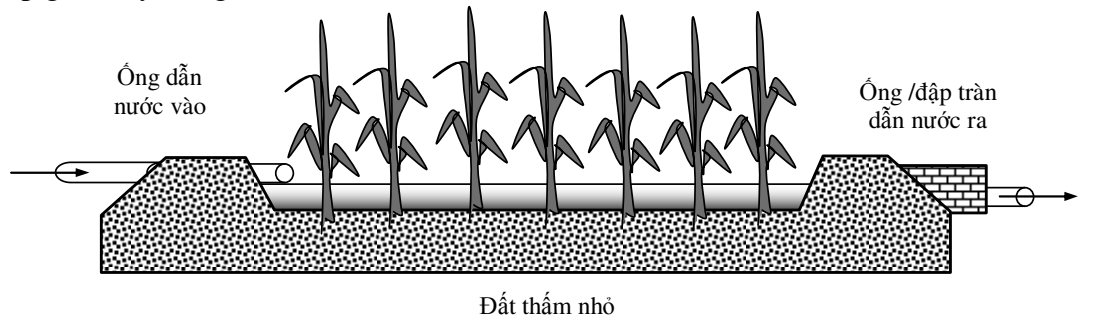
Dù rằng không phải tất cả các loại thực vật thủy sinh đều phù hợp cho một khu xử lý nước bằng đất ngập nước (Kadlec *et al.*, 2000), nhưng chúng ta có thể tìm những loại thực vật thân lớn phổ biến như: Sậy (*Phragmites australis*), Lác hén (*Scripus* spp.), Năng (*Eleocharis* spp.), và cỏ Đuôi mèo (*Typha* spp.), các thực vật nổi như: bèo Lục bình (*Eichhornia crassipes*), bèo Tấm (*Lemna* spp.), và các loại thực vật lá nổi trên mặt nước, rễ đáy như: cây Súng trắng (*Nymphaea* spp.), Sen (*Nelumbo* spp.), và Súng vàng (*Nuphar* spp.); thực vật mọc nổi lan trên mặt nước thành những vạt thảm như: như cây Sậy (*Phragmites australis*), cỏ Nén (*Scripus* spp.); và các loài thực vật sống ngập chìm trong nước như các loại Thủy thảo (*Elodea* spp.), rong Kim ngư (*Myriophyllum* spp.), và rong Thủy kiều (*Najas* spp.).

2.2.2. Đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm

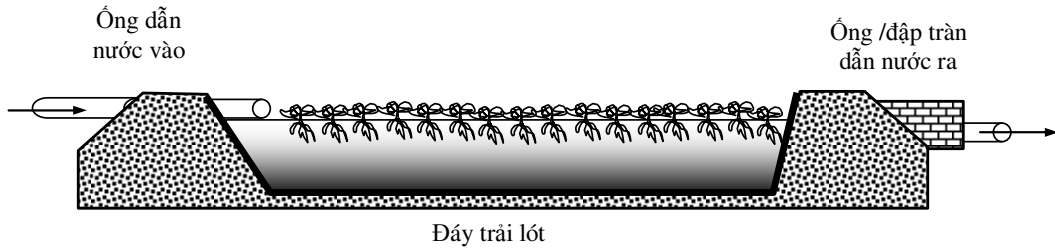
Đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm được thiết kế như một thủy vực hoặc một kênh dẫn với đáy không thấm (lót tấm trải nylon, vải chống thấm) hoặc lót đất sét với độ thấm nhỏ để ngăn cản hiện tượng thấm ngang và có một chiều sâu các lớp dẫn thấm thích hợp để cây trồng thủy sinh phát triển được.

Có hai kiểu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm được phân loại theo tính chất dòng chảy: hệ thống chảy ngang (Hình 2.4) và hệ thống chảy đứng (Hình 2.5). Việc lựa chọn kiểu chảy ngang hoặc đứng tùy thuộc vào địa hình, đặc điểm nước thải và lượng thải. Nguyên tắc vận hành chung là nước thải sẽ chảy từ phía các độ cao lớn của khu đất ngập nước đi qua lòng dẫn với lớp đất nền và các cây trồng thủy sinh. Nước thải sẽ được xử lý qua quá trình hóa lý và hóa sinh phức tạp gồm thấm rút, hấp thụ, bốc hơi và thoái biến do vi sinh. Cuối cùng nước thải đã xử lý sẽ được dẫn qua các lớp sạn, sỏi, đá hoặc để thoát ra ngoài. Đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm còn có nhiều tên gọi khác nhau, tùy theo tác giả: bãi lọc ngầm có cây trồng, phương pháp vùng rễ, hệ thống lọc kết

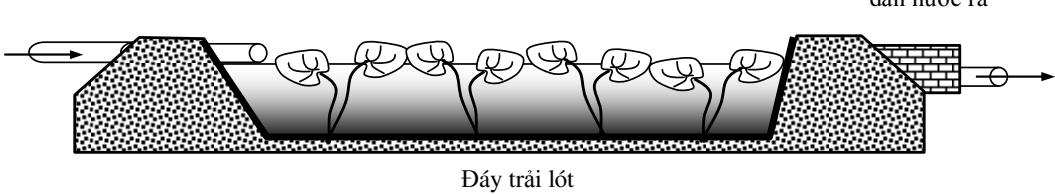
hợp giữa cây trồng và cát đá.



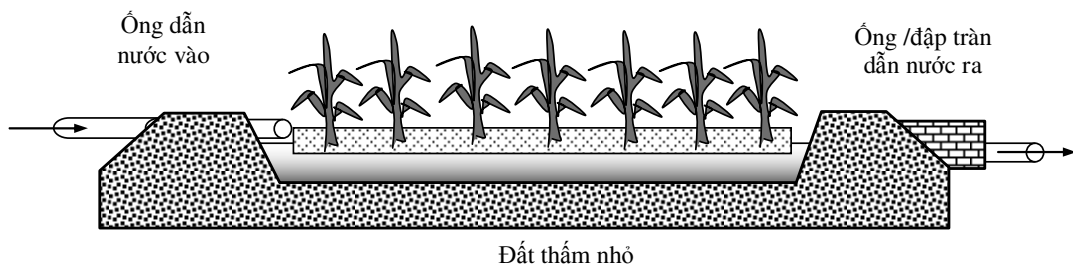
(a) Đất ngập nước kiến tạo chảy mặt với thực vật thân lớn



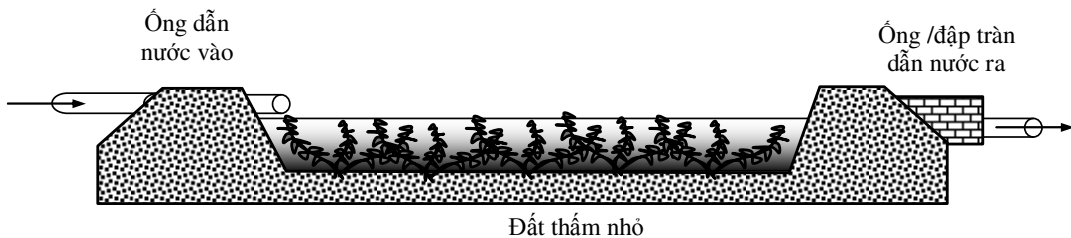
(b) Đất ngập nước kiến tạo chảy mặt với thực vật nổi



(c) Đất ngập nước kiến tạo chảy mặt với thực vật lá nổi, rễ trong đất

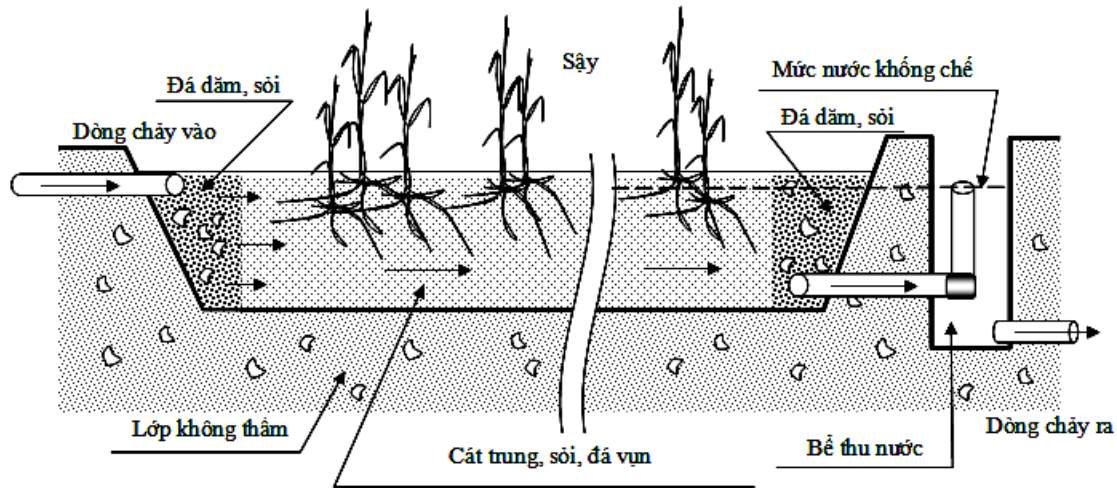


(d) Đất ngập nước kiến tạo chảy mặt với thực vật thân lớn mọc kết thảm trên mặt nước

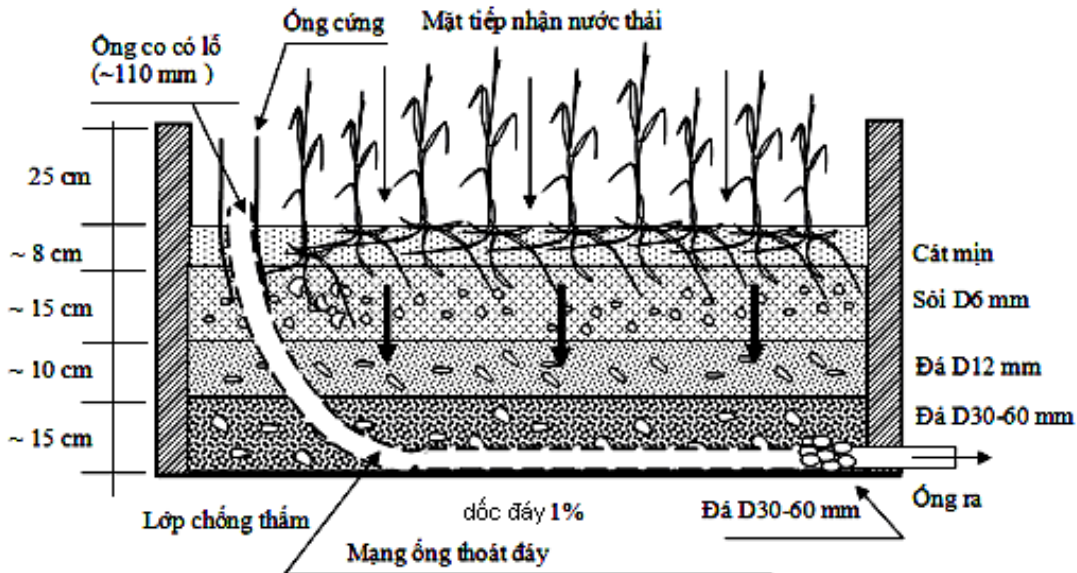


(e) Đất ngập nước kiến tạo chảy mặt với thực vật thân lớn mọc chìm dưới nước

Hình 2.3. Các kiểu đất ngập nước kiến tạo chảy mặt



Hình 2.4. Sơ đồ đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm theo chiều ngang
(vẽ lại theo Vymazal, 1997)



Hình 2.5. Sơ đồ đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm theo chiều đứng
(vẽ lại theo Cooper, 1996)

2.2.3. So sánh đất ngập nước kiến tạo chảy mặt và chảy ngầm

Bảng 2.1 liệt kê các ưu điểm và nhược điểm của hai kiểu đất ngập nước kiến tạo chảy mặt và chảy ngầm. Với bảng so sánh này, có thể nói đất ngập nước kiến tạo kiểu chảy ngầm có nhiều ưu thế hơn đất ngập nước kiến tạo chảy mặt. Nước thải chảy qua các lớp nền xốp như cát sỏi có thể tránh được sự bốc mùi hôi, sự phơi bày màu đen, sự phát triển của tảo và ảnh hưởng của các mầm bệnh do nước tù. Diện tích của khu đất ngập nước kiến tạo kiểu chảy ngầm nhỏ hơn đất ngập nước kiến tạo kiểu chảy tự do nếu so

sánh với cùng một điều kiện lượng tải nạp nước thải. Nhiều nơi trên thế giới dùng đất ngập nước kiến tạo kiểu chảy ngầm với chất nền là cát sỏi như một biện pháp tiền xử lý các nguồn đa tạp của nước thải đô thị. Tuy vậy, cũng có nơi chọn phương án bố trí đất ngập nước kiến tạo ở cuối hệ thống xử lý nước thải như biện pháp lọc qua đất cuối cùng trước khi thải ra môi trường.

Hầu hết các hệ thống ở Mỹ thường chọn kiểu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm theo phương ngang trong khi ở châu Âu lại chuộng kiểu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm theo phương đứng (Davis, 1995). Lý giải sự lựa chọn này là do đất ở châu Âu có độ dốc lớn, trong khi ở Mỹ, thế đất bằng phẳng chiếm ưu thế nhiều hơn. Ở Đồng bằng sông Cửu Long, hệ thống đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm theo phương ngang có vẻ phù hợp hơn kiểu chảy theo phương đứng do cao trình mực nước ngầm tầng trên khá cao, chỉ cách mặt đất tự nhiên chừng vài chục cm.

Bảng 2.1. So sánh ưu điểm và nhược điểm của hai kiểu hình đất ngập nước kiến tạo

Kiểu đất ngập nước kiến tạo	Ưu điểm	Nhược điểm
Chảy mặt	<ul style="list-style-type: none"> • Chi phí xây dựng, vận hành và quản lý thấp • Tối thiểu hóa thiết bị cơ khí, năng lượng và kỹ năng quản lý • Ổn định nhiệt độ và ẩm độ cho khu vực 	<ul style="list-style-type: none"> • Cần một diện tích lớn • Kém loại bỏ nitrogen, phosphorous và vi khuẩn • Gây mùi hôi do sự phân hủy các chất hữu cơ • Khó kiểm soát muỗi, côn trùng và các mầm bệnh khác • Rủi ro cho trẻ em và gia súc
Chảy ngầm	<ul style="list-style-type: none"> • Loại bỏ hiệu quả nhu cầu oxy sinh hóa (BOD), nhu cầu oxy hóa học (COD), tổng các chất rắn lơ lửng (TSS), kim loại nặng • Cần một diện tích nhỏ hơn • Giảm thiểu mùi hôi, vi khuẩn • Tối thiểu hóa thiết bị cơ khí, năng lượng và kỹ năng quản lý • Vận hành quanh năm trong điều kiện nhiệt đới 	<ul style="list-style-type: none"> • Tốn thêm chi phí cho vật liệu cát, sỏi • Tốc độ xử lý có thể chậm • Nước thải chứa TSS cao có thể gây tình trạng úng ngập

(Davis, 1995)

Trong một báo cáo của một số nhà khoa học, hiệu quả xử lý chất ô nhiễm tại nhiều hệ thống đất ngập nước kiến tạo khác nhau ở Mỹ đã được tổng kết như ở bảng 2.2.

Bảng 2.2. Hiệu quả loại bỏ BOD₅ và TSS tại một số khu đất ngập nước kiến tạo

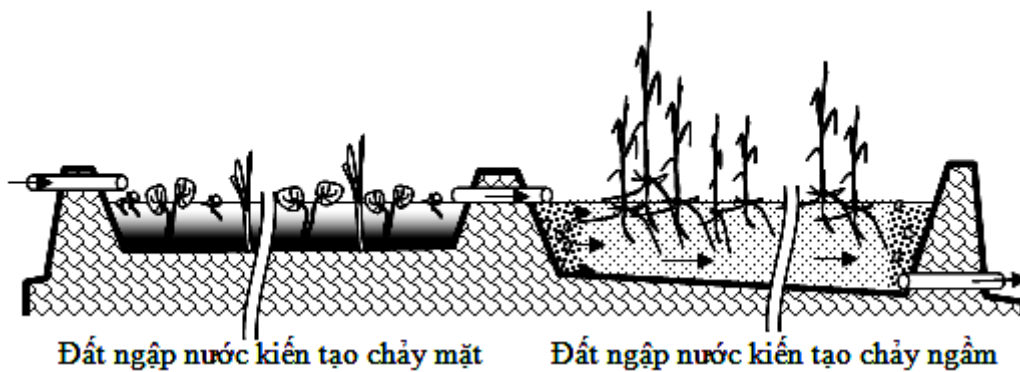
Địa điểm	Kiểu hệ thống đất ngập nước kiến tạo	Hiệu quả loại bỏ BOD ₅ (%)	Hiệu quả loại bỏ TSS (%)
Listowel, Ontario	Chảy mặt	0.72	0.76
Arcata, California	Chảy mặt	0.53	0.85
Brookhaven, New York	Chảy mặt	0.89	0.88
Santee, California	Chảy ngầm	0.80	0.90
Iselin, Pennsylvania	Chảy ngầm	0.82	0.92
Benton, Kentucky	Kết hợp	0.58	0.77
Neshaminy, Pennsylvania	Kết hợp	0.96	0.94

(Hammer *et al.*, 1989)

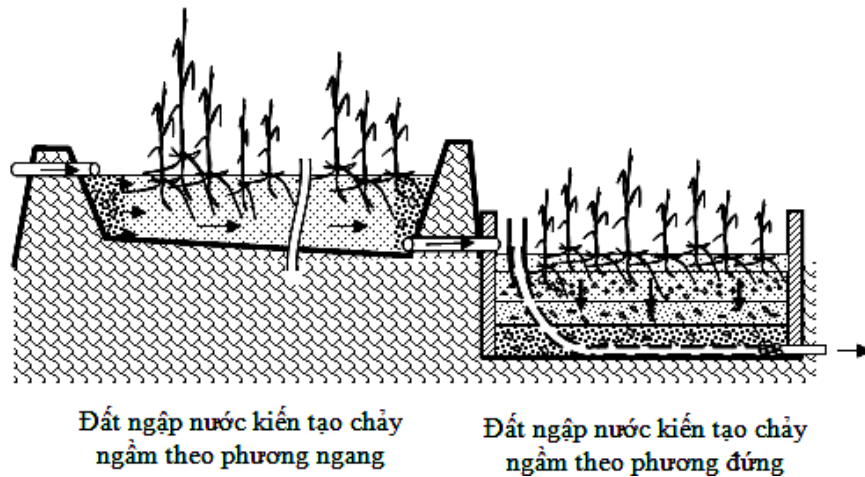
2.2.4. Đất ngập nước kiến tạo kiểu lai

Đất ngập nước kiến tạo kiểu lai kết hợp với các kiểu đất ngập nước kiến tạo kể trên (Hình 2.6, 2.7 và 2.8). Mục đích của việc xây dựng kiểu này là gia tăng hiệu quả của khả năng loại bỏ chất ô nhiễm (Donald, 2000), ví dụ như một hệ thống đất ngập nước kiến tạo kiểu lai với dòng chảy mặt kết hợp với dòng chảy ngầm có thể cho phép quá trình nitrit hóa hiệu quả trước sau đó tiếp theo là quá trình khử nitrat hóa yếm khí. Tuy nhiên, như trên hình 2.7, một hệ thống xử lý kiểu lai phối hợp giữa hai hệ thống và dòng chảy đứng có thể sẽ lấy các ưu điểm của hệ thống dòng chảy ngang để loại bỏ BOD₅, COD, TSS và các ưu điểm của hệ thống dòng chảy đứng để cung cấp điều kiện nitrat hóa (Vymazal, 2005).

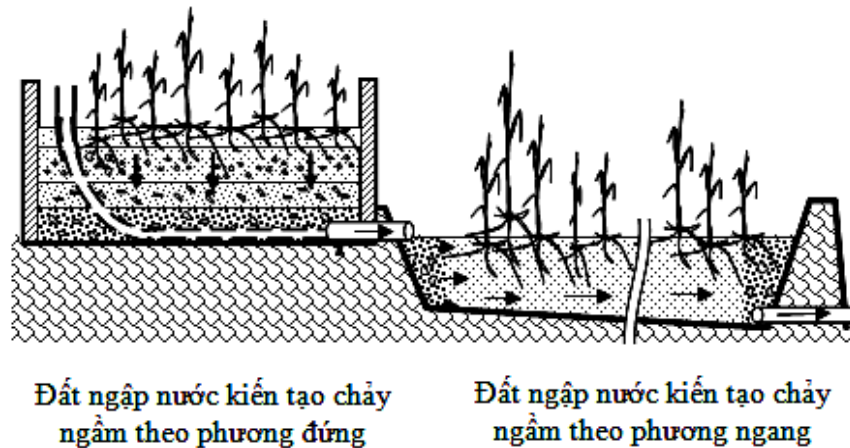
Tất nhiên, khu xây dựng đất ngập nước kiến tạo kiểu lai sẽ làm gia tăng chi phí đất đai, xây dựng, quản lý vận hành và một số phiền toái về mùi hôi, mầm bệnh có thể có.



Hình 2.6. Hệ thống đất ngập nước kiến tạo kết hợp giữa chảy mặt và chảy ngầm



Hình 2.7. Hệ thống kết hợp đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm theo phương ngang (trước) và phương đứng (sau)



Hình 2.8. Hệ thống kết hợp đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm theo phương đứng (trước) và phương ngang (sau)

2.3. HỆ THỐNG XỬ LÝ NƯỚC THẢI QUA ĐẤT - CÂY TRỒNG ĐA CẤP

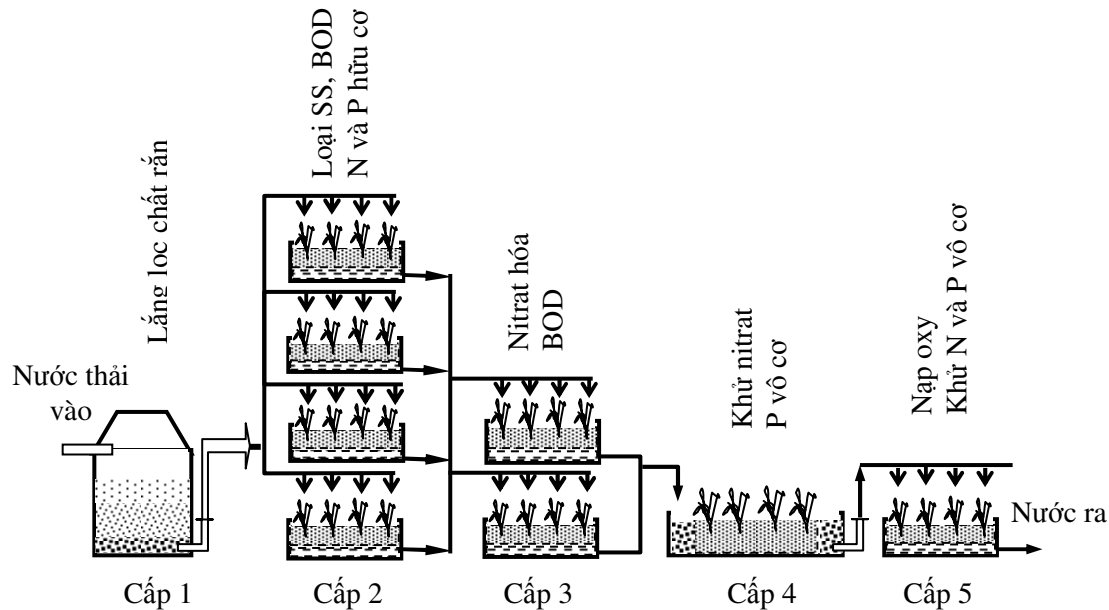
Ý tưởng dùng nhiều hệ thống đất ngập nước kiến tạo kiểu lai phối hợp với nhiều loại cây trồng thân lớn và nước thải được xử lý qua nhiều cấp đã được nhiều tác giả đề xuất (Brix, 1993; Conway và Murtha, 1989; Lienard *et al.*, 1990). Các hệ thống phối hợp xử lý theo 3 bước:

- i) Làm sạch nước thải bằng lọc cơ học qua đất như biện pháp xử lý bước một;
- ii) Lọc nước bằng thực vật thủy sinh thân lớn như một biện pháp xử lý bước hai;
- iii) Lọc một lần nữa qua thực vật như một biện pháp xử lý lần thứ ba.

Xử lý bước hai và bước ba sẽ phụ thuộc vào nhiều yếu tố như tính chất nước thải, yêu cầu xử lý, khí hậu, diện tích đất. Một hệ thống tương tự như vậy đã thử nghiệm gọi là Hệ thống Bãi cỏ-Ao-Đầm lầy (*Marsh-Pond-Meadow System*). Hệ thống này kết hợp dùng

các đầm lầy, thực vật thủy sinh và đồng cỏ trồng trên đất cát đã làm giảm 77% ammonia nitrogen và 82% tổng phosphorus theo trung bình năm (Conway và Murtha 1989).

Một hệ thống xử lý nước thải qua đất – cây trồng đa cấp đã thực hiện tại Pháp, còn gọi là Tiến trình Viện Max-Planck, được Lienard (1990) và Brix (1993) mô tả. Tiến trình này gồm 5 cấp như sơ đồ ở hình 2.9. Mỗi cấp gồm nhiều chậu đặt song song với cây trồng là các loại Sậy (*Phragmites australis*), Lác (*Scirpus lacustris*), và Huệ nước (*Iris pseudacorus*). Dòng chảy ở ba cấp đầu theo phương thẳng đứng và hai cấp sau theo phương ngang. Cấp đầu tiên xem như bước tiền xử lý cơ học, các cấp sau mới có kết hợp đất và cây trồng. Hệ thống này đã xử lý rất tốt các chất rắn lớn lửng và BOD.

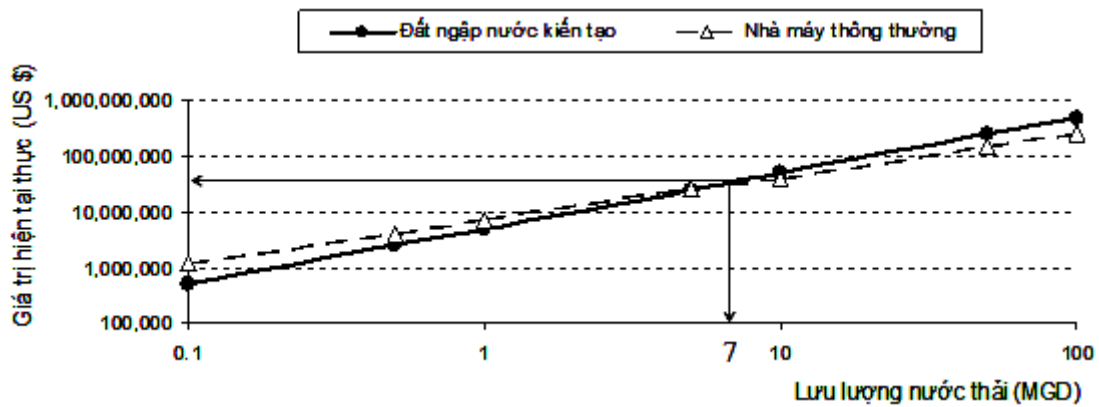


Hình 2.9. Hệ thống xử lý qua đất - cây trồng đa cấp, thiết kế tối ưu giả định (Brix, 1993)

2.4. ĐÁNH GIÁ TÍNH KINH TẾ KHI SỬ DỤNG ĐẤT NGẬP NƯỚC KIẾN TẠO ĐỂ XỬ LÝ NƯỚC THẢI SO VỚI CÁC KỸ THUẬT KHÁC

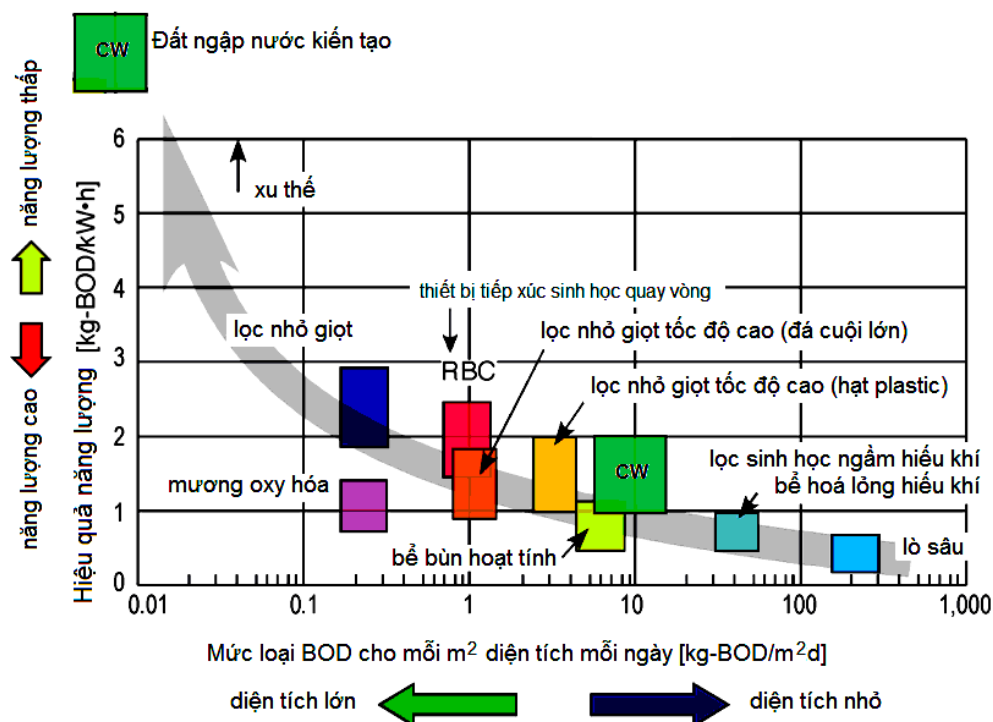
Việc đánh giá theo chỉ tiêu kinh tế để chọn lựa giải pháp kỹ thuật cho việc xử lý nước thải có thể khác nhau tùy theo địa phương, tính chất nước thải và yêu cầu xử lý. Solano (2003) đã chứng minh bằng thực nghiệm rằng với mức thải khoảng từ 70 – 150 mm/ngày thì việc áp dụng đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm theo phương ngang với cây trồng là Sậy và cỏ Đuôi mèo để xử lý là hoàn toàn khả thi và phù hợp cho các thôn làng, cộng đồng nhỏ.

Một tính toán khác (Cueto, 1993), khi so sánh chi phí hiện tại (*present value*) ở Texas, để đầu tư cho một nhà máy xử lý nước thải thông thường, phổ biến hiện nay cho một cộng đồng tương đương 50.000 người với một khu xử lý nước thải bằng đất ngập nước kiến tạo với cùng một tuổi thọ là 20 năm và tỷ giá chiết khấu 10%, cho thấy với mức nước thải khoảng dưới 7 triệu gallons mỗi ngày (MGD), thì hệ thống đất ngập nước cho giá trị đầu tư nhỏ hơn (Hình 2.10).



Hình 2.10. So sánh giá trị hiện tại thực giữa đầu tư xây dựng một khu đất ngập nước kiến tạo và một nhà máy xử lý nước thải thông thường (Hai trục chia theo logarit)

Trong một bài báo bằng Nhật ngữ, Fujie (1987) đã trình bày một đồ thị tương quan giữa việc so sánh hiệu quả năng lượng và việc thải loại BOD khi so sánh các phương án công nghệ xử lý nước thải sinh hoạt (Hình 2.11). Đồ thị cho thấy năng lượng trên mỗi kW điện để cần xử lý 1 - 2 kg BOD thì đất ngập nước kiến tạo có thể loại bỏ 5 - 10 kg BOD cho mỗi mét vuông cho mỗi ngày.



Hình 2.11. Các phương án chọn lựa kỹ thuật xử lý nước thải dựa vào hiệu quả năng lượng và mức loại bỏ BOD mong muốn (Yamagiwa, 2007).

Nguồn: Yamagiwa sửa đổi từ hình gốc của Fujie (1987), Chemistry và Chemical Industry: 40(1), trang 168, (tiếng Nhật).

Chương 3. MỘT SỐ THỰC VẬT PHÁT TRIỂN Ở ĐẤT NGẬP NƯỚC VÙNG ĐỒNG BẰNG SÔNG CỬU LONG

3.1. ĐỊNH NGHĨA

Các thực vật sống ở đất ngập nước được phân bố rộng rãi khắp thế giới: ở các đầm lầy, các khu đất than bùn, ven các ao, hồ, sông, cửa sông, các vịnh... Hầu hết những thuật ngữ dùng để mô tả thực vật ở đất ngập nước đều dựa trên chế độ thủy văn của khu vực nó sinh sống. Các thực vật này thường được định nghĩa là “các thực vật phát triển trong nước hay trên các khu vực nền đất thiếu oxy định kỳ hoặc thường xuyên do chứa một lượng lớn nước” (Cowardin *et al.*, 1979). Thuật ngữ này bao gồm cả những loài thân thảo hoặc thân gỗ. Nhiều tác giả đã định nghĩa về thực vật ở khu đất ngập nước (Bảng 3.1).

Bảng 3.1. Các định nghĩa về thực vật ở đất ngập nước

Định nghĩa	Nguồn
“Các thực vật phát triển trên các khu vực nền đất thiếu oxy định kỳ hoặc thường xuyên do chứa một lượng lớn nước”	(Daubenmire và Daubenmire 1968)
“Các thực vật phát triển trong nước hay trên các khu vực nền đất thiếu oxy định kỳ hoặc thường xuyên do chứa một lượng lớn nước”	(Cowardin <i>et al.</i> , 1979)
“Các thực vật có kích thước lớn phát triển trong nước hay trên các khu vực nền đất thiếu oxy định kỳ hoặc thường xuyên do chứa một lượng lớn nước; các thực vật thường gặp ở các khu ẩm ướt”	(US-ACE 1987)
“Các thực vật có kích thước lớn phát triển chủ yếu trong môi trường nước hay trên các khu vực nền đất thiếu oxy định kỳ hoặc thường xuyên do chứa một lượng lớn nước; định nghĩa này bao gồm các thủy sinh thực vật và thực vật ở đất ngập nước”	(Sipple 1988)
“Các cá thể thực vật thích nghi với đời sống trong môi trường nước hay những khu đất ngập lụt định kỳ và/hoặc các khu đất bão hòa nước, chúng có thể hiện diện dưới dạng toàn bộ quần thể của một loài hay chỉ là các nhóm cá thể thích nghi”	(Tiner 1988)
“Các thực vật có kích thước lớn phát triển chủ yếu trong môi trường nước hay trên các khu vực nền đất thiếu oxy định kỳ hoặc thường xuyên do chứa một lượng lớn nước; các thực vật thường gặp ở các khu đất ngập nước hay môi trường nước”	(Federal Interagency Committee for Wetland Delineation 1989)
“Các thực vật phát triển trong điều kiện môi trường cực ẩm.... các thực vật có kích thước lớn phát triển trong nước hay các chất nền ngập nước hay đất hay các chất nền có điều kiện yếm khí theo chu kỳ”	(US-EPA 1991)

Các thuật ngữ khác dùng để chỉ các thực vật đất ngập nước là thực vật nước ngọt (*limmophyte* – Freshwater plant); thủy sinh thực vật có kích thước lớn (*aquatic macrophyte*), các thực vật có thể sống cả trong nước hay trên đất (*amphiphyte*), các thực vật nổi (*helophyte* – emergent plant). Quyển sách này chỉ bàn về các loài thực vật thường gặp ở các khu đất ngập nước thuộc Đồng bằng sông Cửu Long (ĐBSCL) và những loài thực vật thường sử dụng trong đất ngập nước kiến tạo.

3.2. VAI TRÒ CỦA THỰC VẬT TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI

Thực vật ở vùng đất ngập nước đóng vai trò quan trọng trong xử lý nước thải như một tác nhân làm sạch nước tự nhiên. Do tác dụng của tiến trình quang hợp, cây cỏ trong đất ngập nước đã liên kết môi trường vô cơ và hữu cơ lại. Thực vật trong đất ngập nước làm thay đổi đặc điểm hóa học của nước, có tác dụng làm các chất dinh dưỡng trong đất chuyển đổi, và chúng cũng mang oxy từ không khí xuống các tầng đất nhằm cung cấp oxy cho bộ rễ phát triển trong điều kiện bão hòa hoặc cận bão hòa. Thực vật trong đất ngập nước tham gia quá trình chuyển vận của chu trình thủy văn nước mặt và nước ngầm. Có nhiều vai trò làm nổi bật ảnh hưởng của thực vật trong đất ngập nước:

- i) Vai trò quan trọng thứ nhất của thực vật ở khu đất ngập nước đối với việc xử lý nước thải là các tác động lý học của nó. Các phần cơ thể của thực vật làm ổn định bề mặt của khu đất ngập nước, giảm vận tốc dòng chảy làm tăng khả năng lắng và giữ lại các chất rắn của nước thải trong khu đất ngập nước nhân tạo, tăng thời gian tiếp xúc giữa thực vật và nước thải, do đó gia tăng khả năng hấp thu đạm. Bộ rễ cây phát triển theo chiều sâu và chiều ngang tạo thành một mạng lưới kết dính các hạt đất với nhau tạo thành một diện tích bề mặt lớn để hấp thu đạm và các ion. Các khí khổng trong cây giúp vận chuyển oxy từ lá xuống rễ, sau đó đưa ra khu vực đất xung quanh tạo nguồn oxy để cho các hoạt động phân hủy các chất ô nhiễm của các vi sinh vật hiếu khí (Armstrong *et al.*, 1990; Brix và Schierup, 1990).
- ii) Vai trò thứ hai của thực vật là ảnh hưởng tính thấm của đất, khi chúng ta nhỏ cây sẽ tạo nên những lỗ rỗng lớn làm tăng sự thấm thấu của nước và gia tăng tác động qua lại giữa nước thải và thực vật.
- iii) Vai trò thứ ba là việc phóng thích các chất hữu cơ: thực vật có khả năng phóng thích một lượng lớn các chất hữu cơ thông qua rễ của chúng. Lượng chất hữu cơ mà thực vật phóng thích có thể lên đến 25% lượng carbon được cố định qua quá trình quang hợp, đây có thể là nguồn cung cấp carbon cho quá trình khử nitrate của các vi sinh vật (Brix, 1997). Khi các phần cơ thể chết của thực vật bị hoại sinh đây cũng sẽ là một nguồn carbon lâu dài cho các vi sinh vật.
- iv) Vai trò thứ tư là thực vật tạo một diện tích bề mặt lớn để cho vi khuẩn bám và phát triển thành các màng sinh học (*biofilm*). Vi sinh vật chịu trách nhiệm chính trong việc phân hủy sinh học các chất ô nhiễm, kể cả quá trình khử đạm. Khi các phần cơ thể của thực vật chết đi nó sẽ tạo thêm giá bám cho vi sinh vật.
- v) Vai trò thứ năm là việc tạo nên một môi trường hiếu khí trong đất: các thực vật vận chuyển oxy từ khí khổng trong lá, thân xuống vùng rễ cung cấp oxy cho các quá trình phân hủy hiếu khí của các vi sinh vật ở đây. Trong các loài thực vật trồng ở đất ngập

nước nhân tạo, Sậy là loài tỏ ra thích hợp nhất cho quá trình khử đạm, 50% sinh khối của Sậy nằm ở dưới đất (bộ rễ và thân chồi) làm cho khả năng vận chuyển oxy từ trên xuống lớn hơn các loài thực vật khác, do đó, nó sẽ cung cấp đầy đủ oxy cho quá trình nitrate hóa (thấp nhất là 2mg/L). Tốc độ của quá trình nitrate hóa là yếu tố giới hạn chính cho việc khử đạm của đất ngập nước kiến tạo (Sikora *et al.*, 1995).

vi) Vai trò thứ sáu là tạo cảnh quan: đất ngập nước tạo môi trường sinh sống cho các sinh vật hoang dã, do đó, nó sẽ tạo được vẻ mỹ quan cho khu vực xử lý.

3.3. CÁC NHÓM THỰC VẬT Ở ĐẤT NGẬP NƯỚC

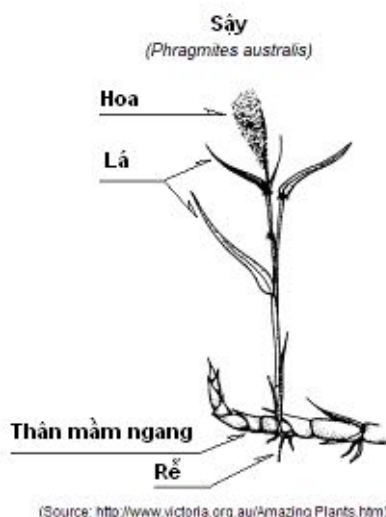
3.3.1. Thực vật nổi

Các loài thực vật nổi (*emergent plant*) phổ biến nhất trong các khu đất ngập nước là các loài thuộc họ một lá mầm (*monocotyledons*), các loài này thường chiếm ưu thế ở các đầm lầy nước ngọt hay nước mặn ví dụ như họ Hòa bản (*Poaceae*), họ Cói (*Cyperaceae*), họ Bấc (*Juncaceae*), họ Bò Hươu (hay còn gọi là họ cỏ nến, họ Bồn bồn - *Typhaceae*), họ Trạch tả (hay còn gọi là họ Mã đề nước – *Alismataceae*), họ Rau răm (*Polygonaceae*), họ Ráy (họ Chân bê, họ Môn – *Araceae*), họ Hoa Môi (*Lamiaceae*), họ Hắc tam lăng (*Sparganiaceae*). Thực vật hai lá mầm có họ Cúc (còn gọi là Hướng dương, họ Cúc tây – *Asteraceae*).



Hình 3.1. Cây cói

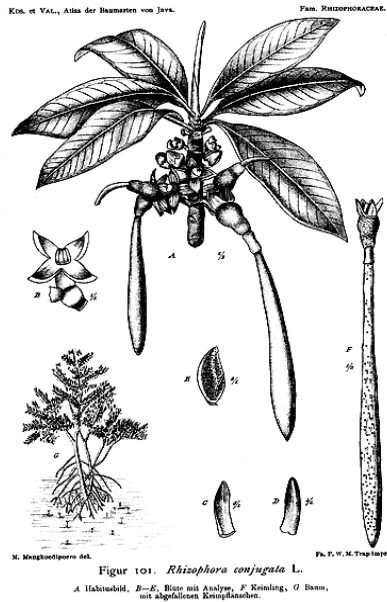
Nguồn: <http://www.vncreatures.net/pictures/plant/3255.JPG>



Cây Sậy (Common reed - *Phragmites australis*) (Hình 3.2) là một thực vật nổi phổ biến ở Việt Nam, đặc biệt nó phát triển mạnh ở ĐBSCL. Trong điều kiện đất bão hòa hoặc bán bão hòa ở khu đất ngập nước, cây sậy có thể cao đến 4 mét. Rễ sậy là rễ chùm, phát triển ở mật độ cao dưới độ sâu 30 – 60 cm. Chiều dài của rễ sậy có thể đạt đến tối đa 70 cm.

Hình 3.2. Cây sậy ở khu thực nghiệm đất ngập nước kiến tạo trường Đại học Cần Thơ (khu I).

Các loài thân gỗ ở khu đất ngập nước nhân tạo bao gồm các cây thân gỗ và thân bụi ở các khu đất ngập nước ven sông, rừng ở khu đầm lầy và các khu đất than bùn.



Ví dụ như cây Bụt mọc (*Taxodium distichum*), cây Đước (*Rhizophora apiculata*) (Hình 3.3), cây Tràm (*Melaleuca*).

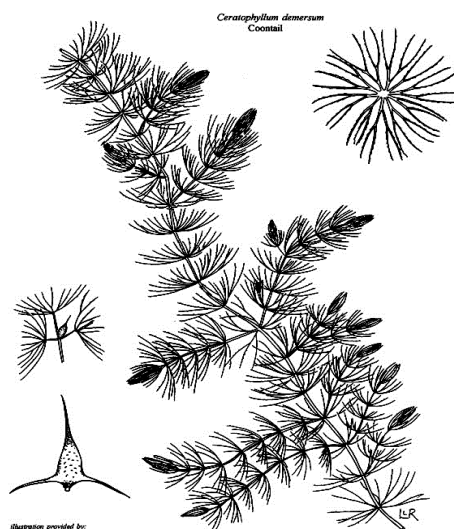
Các cây thân bụi bao gồm các loài thuộc họ Hoa Hồng (*Rosaceae*), họ Sơn thù du (*Cornaceae*), họ Cà phê (*Rubiaceae*), họ Cánh lò (*Bettulaceae*), họ Đỗ quyên (*Ericaceae*)...

Hình 3.3. Cây đước

Nguồn: <http://www.phylodiversity.net/borneo/delta/Items/rhizoph.gif>

3.3.2. Thực vật chìm

Thực vật sống chìm có đặc điểm là nó sinh trưởng phía dưới mặt nước suốt cả vòng đời của nó. Thực vật sống chìm hấp thu oxy hòa tan trong nước (ban đêm – cho quá trình hô hấp) và carbonic trong nước (ban ngày – cho quá trình quang hợp) và nhiều loài còn có thể sử dụng các bicarbonate hòa tan cho quá trình quang hợp. Hầu hết các loài thực vật



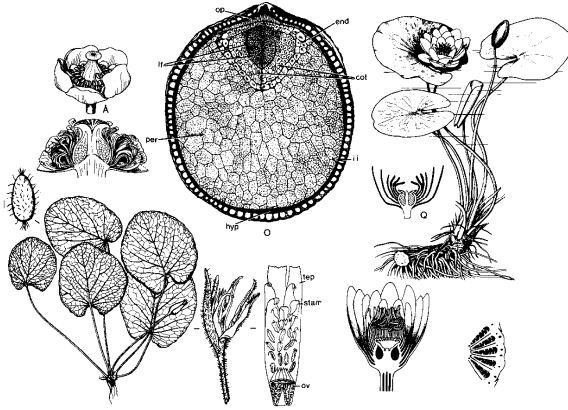
sống chìm có rễ bám vào lớp bùn đáy, tuy nhiên có một số loài không có rễ và trôi nổi tự do như rong đuôi chồn (*Coon's tail* – *Ceratophyllum demersum*) (Hình 3.4). Đối với các loài sống chìm tất cả các bộ phận chịu trách nhiệm quang hợp đều nằm dưới mặt nước (Cook, 1996), thân và lá thường mềm do không có lignin làm cho chúng có độ linh hoạt cao chịu đựng được sự chuyển động của dòng nước mà không bị tổn hại. Các loài thực vật sống chìm có rễ bám vào lớp bùn đáy lấy các dưỡng chất cần thiết cho chúng từ lớp bùn đáy, một số ít dưỡng chất vi lượng sẽ được chúng hấp thu từ nước.

Hình 3.4. Rong đuôi chồn

Nguồn: <http://aquat1.ifas.ufl.edu/cerdem2.jpg>

3.3.3. Các thực vật có lá nổi trên mặt nước

Các loài thực vật này có lá nổi trên mặt nước (*Floating leaved plant*), rễ bám vào chất nền ở dưới đáy các thủy vực, điển hình như Họ Súng (*Nymphaeaceae*) (Hình 3.5), một số loài cỏ thuộc họ Rong Mái chèo hay còn gọi là họ Nhân tử (*Potamogetonaceae*). Lá của các loài này có dạng hình tròn, oval, hay hình tim và có lớp viền bên ngoài để tránh bị rách,



có cấu trúc dai như da để tránh bị các động vật ăn và bị ẩm ướt. Các khí khổng (*stoma*) của lá nằm ở mặt trên của lá tiếp xúc với khí quyển. Cuống lá của các cây thuộc họ Súng dài và linh hoạt giúp cho lá của chúng vươn lên và trải ra khắp mặt nước ngăn được quá trình bốc hơi nước qua bề mặt các thủy vực.

Hình 3.5. Cây súng

Nguồn: <http://herba.msu.ru/shipunov/else/images/nymph.png>

3.3.4. Các thực vật trôi nổi

Lá và thân của các loài thực vật này trôi nổi trên mặt nước (*floating plant*), đối với các loài có rễ thì rễ của chúng lơ lửng trong nước và không bám xuống nền đáy. Họ thực vật phổ biến nhất thuộc loại thực vật trôi nổi là Họ Bèo tấm (*Lemnaceae*) (Hình 3.6a) bao gồm các chi như *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia*. Ngoài ra cũng có các loài có kích thước lớn như Lục bình (*Eichhornia crassipes*) (Hình 3.6b), bèo Cái (còn gọi là bèo Tai tượng, *Pista stratiotes* - họ Ráy - *Araceae*) các loài này có bộ rễ dài ngoài tác dụng hấp thu các chất dinh dưỡng còn tạo đối trọng để giữ cây trên mặt nước.

Các quần thể thực vật đất ngập nước là những loại quần thể có năng suất sinh khối cao nhất trên thế giới (Mitsch và Gosselink, 2000). Việc sản xuất sinh khối và thải ra carbon hữu cơ xuống các khu vực hạ lưu đã làm cho các vùng đất ngập nước trở thành một bộ phận của lưới thức ăn. Các sản phẩm từ các khu đất ngập nước bao gồm gỗ (ở khu đất ngập nước nền đất – *bottomland wetland*), than bùn (từ các đầm lầy – *bog*) và các cây lương thực như Lúa nước (*Oryza sativa*), Ấu (*Trapa bispinosa*) và nhiều loại cây thuộc chi Việt quất (*Vaccinium*).

Hệ thực vật đất ngập nước bị đe dọa bởi việc thay đổi các yếu tố thủy văn, do quá trình phú dưỡng hóa và xâm chiếm của các loài ngoại lai và bởi các hoạt động của con người. Sự phân bố của các thực vật đất ngập nước phụ thuộc vào sự phân bố của hệ sinh thái đất ngập nước, các yếu tố môi trường chủ yếu ảnh hưởng đến sự phân bố và loài của các thực vật đất ngập nước trên thế giới bao gồm: thời tiết, địa hình, địa chất, thủy triều và các khu vực ven biển. Một vài loài thực vật đất ngập nước được tìm thấy ở nhiều châu lục nên được xếp loại là những loài có phạm vi phân bố “toàn cầu” (*cosmopolitan*). Có khoảng 60% các loài thủy sinh thực vật có phân bố ở hơn một lục địa (Sculthorpe 1967). Các loài có phân bố rộng thường là các loài một lá mầm. Sở dĩ thực vật đất ngập nước có phân bố rộng là do khả năng phát tán rộng hạt của chúng. Các cơ chế giúp chúng phát tán bao gồm gió, nước, các loài chim di trú và kể cả do con người.

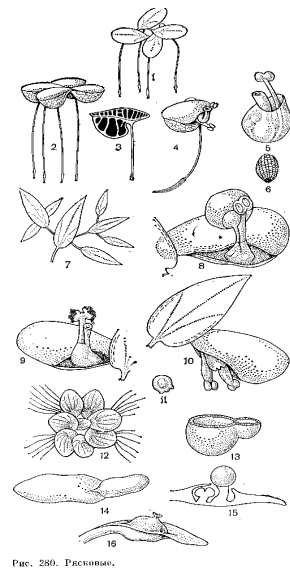


Рис. 280. Ресковые.



Eichhornia crassipes

Illustration provided by:
IFAS, Center for Aquatic Plants
University of Florida, Gainesville, 1999

Hình 3.6a (trái) Bèo tấm

(Nguồn: <http://herba.msu.ru/shipunov/else/images/lemnac.png>)

Hình 3.6b (phải) Lục bình (Nguồn: <http://aquat1.ifas.ufl.edu/seagrant/eichh3.jpg>)

3.4. CÁC ĐIỀU KIỆN MÔI TRƯỜNG VÀ SỰ PHÁT TRIỂN CỦA THỰC VẬT ĐẤT NGẬP NƯỚC

3.4.1. Nơi sinh sống của thực vật đất ngập nước

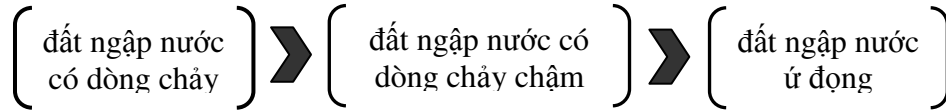
Thực vật đất ngập nước có thể sinh sống được ở các khu vực có khí hậu khác nhau từ nhiệt đới cho đến các vùng cực miễn là mực thủy cấp đủ cao hoặc độ ngập nước đủ thấp để tạo điều kiện cho chúng phát triển. Mỗi loài thủy sinh thực vật thích nghi với một khoảng độ sâu mực nước nhất định và rất nhiều loài không thể sinh tồn được ngoài khoảng này. Ví dụ rong đuôi chồn (*Hydrilla verticillata*) sống trong điều kiện ngập nước hoàn toàn, *Typha angustifolia* có thể sống ở các khu vực ngập nước hơn một mét, nhưng lá của nó nổi hoàn toàn.

Đất ngập nước được coi là một hệ sinh thái của các thực vật thích nghi với điều kiện ẩm ướt. Thực vật đất ngập nước hỗ trợ cho việc phát triển với mật độ cao của các loài cá, các loài động vật không xương sống, các loài lưỡng cư, bò sát, chim và thú. Các điều kiện như độ ngập nước nông, sản lượng sinh khối thực vật cao, nền đáy có điều kiện yếm khí đã tạo ra môi trường thuận lợi cho các qui trình sinh học, lý học và hóa học diễn ra trong khu vực này làm cho các khu đất ngập nước có vai trò quan trọng trong chu trình dưỡng chất và khoáng chất toàn cầu. Ngoài ra, đất ngập nước còn có những lợi ích khác như làm giảm nhẹ tác hại của lũ, ổn định khu vực bờ biển, giảm xói mòn, bổ trợ nước ngầm và làm sạch nước (Mitsch và Gosselink, 2000). Thêm vào đó nó còn mang lại các lợi ích kinh tế như hỗ trợ cho các hoạt động đánh bắt thủy sản, nông nghiệp, khai thác gỗ, giải trí, du lịch, vận chuyển, cấp nước và cung cấp nguồn năng lượng dưới dạng than bùn (Davis, 1993).

3.4.2. Ảnh hưởng chế độ thủy văn lên thực vật đất ngập nước

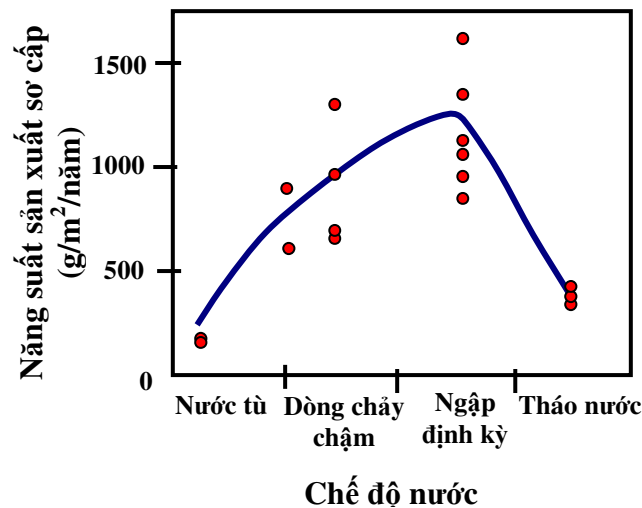
3.4.2.1. Ảnh hưởng đến năng suất sản xuất sơ cấp

Thực vật đất ngập nước chịu tác động của các chế độ thủy văn dẫn đến các sự khác biệt về khả năng sinh trưởng, sự đa dạng và sự phân bố của các loài trong hệ sinh thái. Mỗi quan hệ giữa chế độ thủy văn và năng suất sản xuất sơ cấp của đất ngập nước theo thứ tự từ lớn đến nhỏ như sau (Brinson *et al.*, 1981):



Điều này được lý giải như sau: thời gian và tần suất bị ngập của khu vực đất ngập nước có thể làm giảm hoặc gia tăng năng suất sản xuất sơ cấp của khu vực tùy thuộc vào các tác động sinh lý học có lợi hoặc có hại mà nó gây ra. Việc gia tăng lượng nước đi vào khu vực đất ngập nước sẽ mang thêm dưỡng chất và tạo điều kiện trao đổi các chất hòa tan (ví dụ như phosphorous, nitrogen, oxy, và carbon) do đó làm tăng năng suất sản xuất sơ cấp (Brown, 1981; Carr *et al.*, 1997; Madsen và Adams, 1988; Odum, 1956). Tuy nhiên, ở một số loại đất ngập nước việc kéo dài thời gian ngập úng có thể gây tác hại cho thực vật đất ngập nước do thiếu oxy (Brinson *et al.*, 1981; Conner và Day, 1992; Mitsch và Ewel, 1979; Odum *et al.*, 1979).

Đã có những nghiên cứu về tác động của chế độ thủy văn đến năng suất sản xuất sơ cấp của thực vật đất ngập nước (ở khu rừng trũng). Mitsch (1988) đưa ra mối quan hệ giữa năng suất sản xuất sơ cấp và chế độ dòng chảy có đường cong dạng parabol (Mitsch, 1988), (Hình 3.7).



Hình 3.7. Quan hệ chế độ nước và năng suất sản xuất sơ cấp thực vật đất ngập nước

Qua đồ thị trên ta thấy thực vật ở đất ngập nước định kỳ có năng suất sản xuất sơ cấp cao hơn năng suất sản xuất sơ cấp của thực vật ở những khu đất ngập nước có chế độ

nước tù hay dòng chảy chậm, các tác động của con người như tháo nước ở những khu vực đất ngập nước sẽ làm ảnh hưởng mạnh đến năng suất sản xuất sơ cấp của những khu vực này.

Lượng phốt pho trong nước chảy vào khu vực đất ngập nước và chế độ dòng chảy là những yếu tố tối quan trọng quyết định đến năng suất sản xuất sơ cấp của đất ngập nước (Brown, 1981). Nhiều nghiên cứu cũng đã chỉ ra rằng các dòng chảy có mang dưỡng chất đi vào trong khu đất ngập nước chẳng những làm tăng sinh khối mà còn làm tăng nồng độ các nguyên tố này trong mô của những thực vật đất ngập nước (Jordan *et al.*, 1990; Neill, 1990; Smart và Barko, 1980).

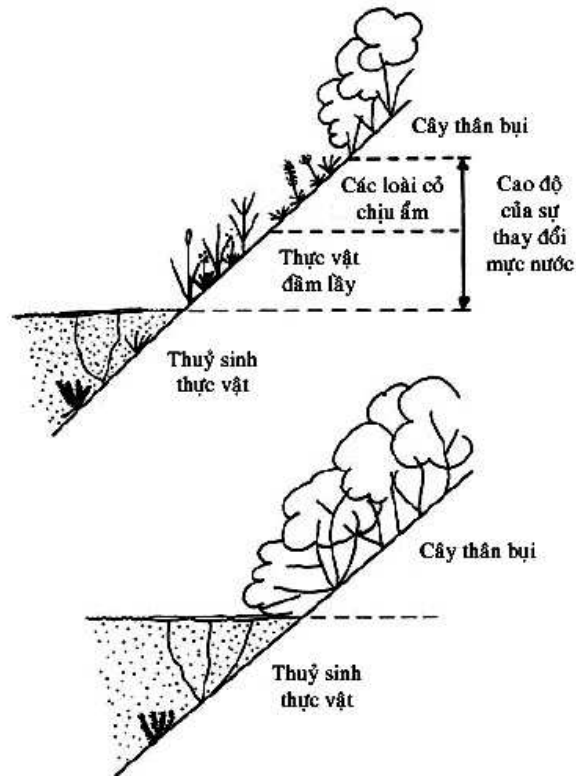
Năng suất sản xuất sơ cấp của các thực vật ở đầm lầy nước ngọt phụ thuộc nhiều vào chế độ nước tù hơn là lượng dưỡng chất cung cấp bởi dòng chảy (Bayley *et al.*, 1985). Các thí nghiệm được tiến hành trên thực vật nổi trồng ở khu đầm lầy chứa than bùn cho thấy năng suất sản xuất sơ cấp của các thực vật ở khu có dòng nước thải chứa nhiều dưỡng chất không khác biệt với năng suất sản xuất sơ cấp của các thực vật ở khu có dòng nước không chứa dưỡng chất. Lý giải cho hiện tượng này như sau: chế độ nước tù tạo điều kiện thiếu oxy trong lớp than bùn dẫn đến việc phóng thích phốt pho hòa tan vào lớp nước phía trên cung cấp dưỡng chất cho thực vật.

Vận tốc dòng chảy cũng ảnh hưởng đến năng suất sản xuất của các thực vật sống chìm. Tốc độ quang hợp và hô hấp của loài *Ranunculus peltatus* và *Potamogeton pectinatus* tăng khi vận tốc dòng chảy tăng từ 0 m/s – 5 m/s (Westlake, 1967). Tuy nhiên, nếu vận tốc dòng chảy nhanh hơn mức thích hợp thì năng suất sản xuất sơ cấp của thực vật sẽ bị giảm. Một nghiên cứu ở Bow river, Canada Chambers đã nhận ra rằng sinh khối của các thực vật sống chìm giảm khi vận tốc dòng chảy tăng từ 10 cm/s lên 100 cm/s (Chambers *et al.*, 1991). Một nghiên cứu khác đã tìm ra 8 loài thủy sinh thực vật có kích thước lớn bị giảm năng suất sản xuất sơ cấp khi vận tốc dòng chảy tăng từ 1 cm/s lên 8 cm/s (Madsen, 1993).

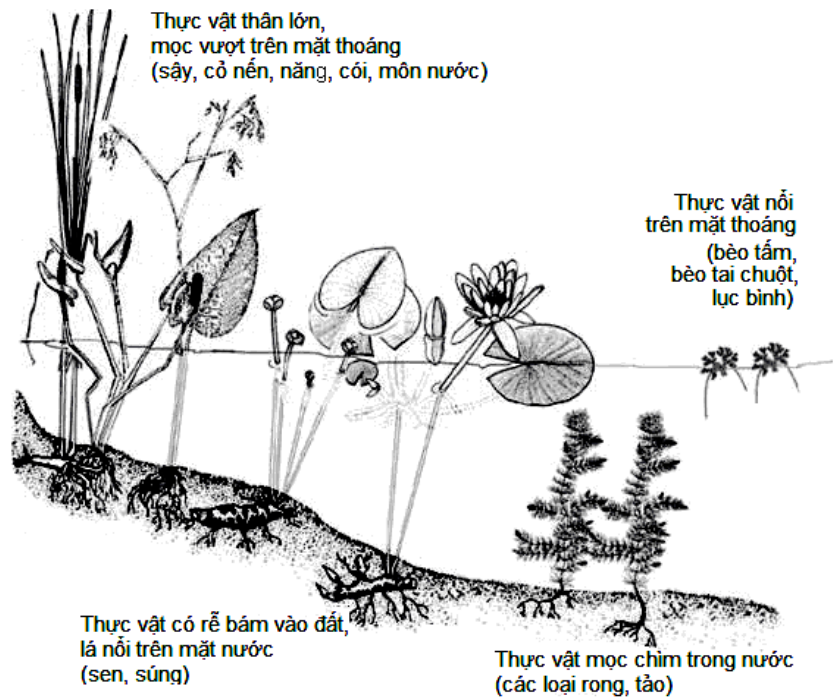
3.4.2.2. Ảnh hưởng đến phân bố của các loài thực vật

Ở các khu đất ngập nước theo triều tùy theo cao trình của khu vực chúng ta sẽ thấy những nhóm thực vật khác nhau, ở những khu đất ngập nước có mực nước ổn định sự khu vực phân bố của các nhóm thực vật sẽ ít hơn, khái niệm này được trình bày ở hình 3.8 và 3.9. Ở các khu vực đất ngập nước ven biển sự phân vùng của các loài thực vật phụ thuộc vào thủy triều và nguồn nước ngọt, ở khu vực chịu ảnh hưởng của triều hay những khu vực có nước mặn chúng ta thường gặp những loài chịu mặn. Ảnh hưởng của việc dao động của mực nước đến sự đa dạng của quần thể thực vật đất ngập nước.

Một trong những yếu tố chính ảnh hưởng đến tính đa dạng của quần thể thực vật là khả năng thiết lập quần thể và tồn tại trong điều kiện môi trường hiện tại của khu vực đất ngập nước của từng loài. Trong đó giai đoạn thiết lập quần thể đóng vai trò cực kỳ quan trọng. Cũng cần phải lưu ý rằng điều kiện để các thực vật này nảy mầm để thiết lập quần thể có thể khác xa với những điều kiện cần thiết mà nó có thể thích nghi được ở giai đoạn trưởng thành.



Hình 3.8. Sự phân bố nhóm thực vật theo độ cao mực nước (Keddy, 2000)



Hình 3.9. Các nhóm thủy sinh thực vật trong đất ngập nước

3.4.2.3. Ảnh hưởng của việc dao động mực nước đến sự đa dạng của quần thể thực vật đất ngập nước

Một trong những yếu tố chính ảnh hưởng đến tính đa dạng của quần thể thực vật là khả năng thiết lập quần thể và tồn tại trong điều kiện môi trường hiện tại của khu vực đất ngập nước của từng loài. Trong đó giai đoạn thiết lập quần thể đóng vai trò cực kỳ quan trọng. Cũng cần phải lưu ý rằng điều kiện để các thực vật này nảy mầm để thiết lập quần thể có thể khác xa với những điều kiện cần thiết mà nó có thể thích nghi được ở giai đoạn trưởng thành.

Các loài thực vật khác nhau thích nghi với những điều kiện thủy văn khác nhau, do đó, khi mực nước trong khu vực đất ngập nước ổn định thì tính đa dạng của các loài thực vật và của thảm thực vật sẽ bị giảm đi (hình 3.8, hình 3.9), các quần thể thực vật hiếm rất dễ bị tổn thương khi mực nước ổn định. Sự dao động của mực nước theo những chu kỳ sẽ duy trì được tính đa dạng của quần thể thực vật. Những khu vực đất ngập nước có quần thể thực vật thân gỗ chiếm ưu thế sẽ thay đổi chậm hơn với việc dâng cao của mực nước. Ở khu đất ngập nước ở New York, thành phần chủ yếu của các loài thực vật gỗ cứng ở khu vực đất ngập nước này không thay đổi đáng kể thậm chí sau 12 năm bị ngập lũ định kỳ vào mùa xuân (độ sâu bị ngập là 30 cm, thời gian ngập từ tháng ba đến cuối tháng sáu), tuy nhiên tốc độ tăng trưởng của chúng chậm hơn (Malecki *et al.*, 1983). Trong khi đó quần thể những loài thân thảo sẽ thay đổi theo những chu kỳ ngập nước.

3.4.2.4. Ảnh hưởng dòng chảy đến khu đất ngập nước ven sông

Điều kiện thủy văn của các khu vực đất ngập nước ven sông chịu ảnh hưởng trực tiếp bởi các dòng sông lân cận. Trong khi đó, các dòng sông thường thay đổi về lưu lượng dòng chảy và mực nước theo mùa. Ở những khu vực nhiệt đới gió mùa như Việt Nam chúng ta, lưu lượng dòng chảy và mực nước rất cao vào mùa mưa. Tần suất và cường độ của sự dao động mực nước của các dòng sông ảnh hưởng rất lớn đến quần thể thực vật. Tính đa dạng và sự biến động về thành phần của quần thể thực vật ven sông tùy thuộc vào mức độ của các biến động lý học. Hầu hết các biến động này đều liên quan đến tốc độ dòng chảy (Nilsson, 1987), việc tăng vận tốc dòng chảy sẽ tạo điều kiện thuận lợi cho các loài thực vật bậc cao phát triển. Tuy nhiên, nếu vận tốc dòng chảy quá cao nó sẽ làm giảm tính phong phú của các loài thực vật, điều này đã củng cố thêm cho "giả thuyết về biến động ở mức trung bình", giả thuyết này cho rằng tính đa dạng của quần thể ở mức độ cao nhất khi các biến động ở mức trung bình (khi các biến động ở mức thấp hay cao đều làm giảm tính đa dạng của quần thể).

Tương tác giữa chế độ thủy văn và các khoáng chất và ảnh hưởng của nó đến sự phân bố của các loài thực vật. Đặc tính thủy hóa của các khu đất ngập nước có mối tương quan với chế độ thủy văn và thổ nhưỡng. Thành phần khoáng trong nền đá hay đất sẽ ảnh hưởng đến chế độ thủy văn và thành phần hóa học của nước, và sau đó sẽ kiểm soát việc tạo thành các kiểu đất ngập nước. Vị trí của khu đất ngập nước ở một khu vực nào đó phản ánh lượng và chất của nước chảy tràn vào khu vực đó. Thật vậy, “quần thể thực vật là một chỉ thị tốt nhất cho sự kết hợp giữa các điều kiện thời tiết và thủy văn ở khu vực đó” (Bedford, 1996).

Thành phần của các hóa chất trong nước ngấm chảy vào các khu đất ngập nước có tác động rất lớn đến quần thể thực vật của các khu này. Tính đa dạng của thực vật sẽ thay đổi theo sự biến động của các yếu tố hóa học như pH, độ dẫn điện và các cation hòa tan trong nước (Johnson và Leopold, 1994). Khi các yếu tố này tăng mức đa dạng của quần thể thực vật đất ngập nước sẽ tăng. Tuy nhiên, đối với các nguyên tố có khả năng tích tụ trong thực vật sẽ làm giảm tính đa dạng của quần thể. Các nghiên cứu cho thấy số loài thực vật ở các khu đất ngập nước giảm xuống khi nồng độ các ion Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , Na^+ gia tăng (Rey và Schneider, 1993).

3.4.3. Điều kiện sinh trưởng của thực vật đất ngập nước

Bên cạnh chế độ thủy văn, các yếu tố môi trường tạo nên điều kiện sinh trưởng cho từng loại đất ngập nước tác động chủ yếu lên thực vật ở khu đất ngập nước sẽ được trình bày trong phần dưới đây.

3.4.3.1. Trầm tích yếm khí

Ở những khu đất cao ráo ẩm độ của đất thấp, nồng độ oxy ở khu vực rễ cây gần bằng nồng độ oxy trong khí quyển (21%). Khi đất bị ngập nước các lỗ rỗng sẽ chứa đầy nước và tốc độ khuếch tán của oxy bị giảm xuống khoảng 10.000 lần. Do tốc độ khuếch tán oxy giảm cộng với nhu cầu hô hấp của rễ cây và các vi sinh vật đất, hàm lượng ở khu vực ngoài của rễ cây rất thấp và đôi khi bằng không. Chỉ cần đất bị ngập nước trong vài giờ hay vài ngày, đất ở khu vực đó sẽ chuyển sang điều kiện hypoxic (có nồng độ oxy dưới 2 mg/L) thậm chí là điều kiện thiếu khí (*anoxic*). Khi đất ngập nước bị tháo nước ở một giai đoạn nào đó trong năm, phần đất phía trên sẽ có đủ oxy để oxy hóa, tạo điều kiện cho hạt nảy mầm và đôi khi nó tạo điều kiện cho sự xâm chiếm của các thực vật sống ở đất cao. Thậm chí trong điều kiện đất bị ngập nước thường xuyên một lớp đất mỏng ở phía trên cũng bị oxy hóa, trong trường hợp này nguồn oxy cung cấp cho quá trình oxy hóa do sự quang hợp của tảo hay sự trao đổi khí với khí quyển (Ernst, 1990; Gambrell và Patrick, 1978; Koch *et al.*, 1990; Pezeshki, 1994; Ponnampetuma, 1984). Chính vì thế, những loài thực vật sống trong khu vực đất ngập nước phải thích nghi được với điều kiện thiếu oxy.

Ở những khu vực đất khô ráo, vi sinh vật sử dụng oxy làm chất nhận điện tử cuối cùng trong quá trình hô hấp. Trong khi đó ở các khu vực đất ngập nước, vi sinh vật yếm khí (tùy nghi hay bắt buộc) trong đất sử dụng các chất khác làm chất nhận điện tử cuối cùng để hô hấp (NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} , CO_2 và một số hợp chất hữu cơ). Dưới tác động của vi sinh vật yếm khí các chất này sẽ chuyển sang dạng khử, khi thời gian ngập nước kéo dài thì hiệu thế oxy hóa khử sẽ giảm. Hiệu thế oxy hóa khử được biểu diễn bằng mV nó phản ánh khả năng cho điện tử của một chất mang điện tử. Khi hiệu thế oxy hóa khử có giá trị âm có nghĩa là các chất mang điện tử ở dạng khử. Khu vực đất được tháo nước thường xuyên có hiệu thế oxy hóa khử ở khoảng +400 đến +700mV, các loại đất ở dạng khử ở mức trung bình có hiệu thế oxy hóa khử +100mV, các loại đất ở dạng khử ở mức cao có hiệu thế oxy hóa khử -300mV. Khi hiệu thế oxy hóa khử giảm, một loạt các phản ứng oxy hóa khử sẽ diễn ra. Oxy sẽ cạn kiệt ở hiệu thế oxy hóa khử +330mV. Sự khử nitrate diễn ra khi hiệu thế oxy hóa khử giảm xuống còn +250mV. Ion Mangan bị khử ở hiệu thế oxy hóa khử +225mV. Ion sắt bị khử ở hiệu thế oxy hóa khử +120mV, sulfate ở -

75 đến -150 mV, và CO₂ ở -250 đến -350 mV (Kadlec và Knight, 1996). Các phản ứng khử này không diễn ra riêng lẻ mà có thể có vài phản ứng cùng diễn ra và chúng có thể diễn ra liên tục. Ở mỗi phản ứng khử, vi khuẩn sẽ nhận được năng lượng từ các phản ứng (lượng năng lượng nhận được giảm từ quá trình khử của oxy đến quá trình khử CO₂). Dạng khử của các nguyên tố sẽ ảnh hưởng, thậm chí gây độc cho thực vật sống trong điều kiện đất ngập nước (Laanbroek, 1990; Pezeshki, 1994; Ponnamperna, 1984).

Nitơ là một nguyên tố thiết yếu đối với sự sinh trưởng của thực vật. Ở các loại đất thông thoáng (với hiệu thế oxy hóa khử từ +400 đến +700 mV) hầu hết nitơ nằm ở dạng đạm nitrat. Ở các khu đất ngập nước hàm lượng oxy giảm xuống thấp hay bằng không và hiệu thế oxy hóa khử của đất giảm xuống còn khoảng +250 mV, nồng độ nitrat sẽ giảm xuống tới không còn trong vòng 3 ngày (Ernst, 1990). Trong những loại đất có tính khử, nitrate có thể bị chuyển hóa theo hai cách: khử nitrate và amôn hóa nitrate. Khử nitrate là quá trình nitrate bị vi sinh vật yếm khí thông qua các phản ứng trung gian chuyển hóa chúng thành NO²⁻, rồi sau đó thành N₂O để cuối cùng biến thành khí nitơ (N₂). Quá trình amôn hóa nitrate là quá trình các vi khuẩn chuyển hóa nitrate thành amôn, trong quá trình này các vi khuẩn sử dụng tám điện tử để khử một mole amôn trong khi quá trình khử nitrate vi khuẩn chỉ cần năm điện tử (điều này có nghĩa là quá trình amôn hóa nitrate tiêu thụ nhiều chất hữu cơ hơn). Do đó quá trình amôn hóa nitrate sẽ chiếm ưu thế khi tỉ lệ carbon hữu cơ/ nitrate cao. Quá trình amôn hóa nitrate giúp bảo toàn tổng nitơ trong đất, trong khi đó quá trình khử nitrate, nitơ trong đất bị mất đi (Laanbroek, 1990).

Mangan là một loại vi dưỡng chất đối với cây trồng, mangan sẽ bị khử từ Mn⁴⁺ thành Mn²⁺ ở hiệu thế oxy hóa khử khoảng +225mV bởi các vi sinh vật. Mangan ở dạng Mn²⁺ dễ bị thực vật hấp thu hơn ở dạng Mn⁴⁺. Thực vật chỉ cần một lượng nhỏ mangan, do đó, khi nồng độ Mn²⁺ cao sẽ tác động đến các cấu trúc của enzyme và ảnh hưởng đến khả năng hấp thu dưỡng chất của thực vật. Một số loài thực vật ở đất ngập nước có khả năng chịu được nồng độ mangan cao hơn những thực vật ở vùng đất cao (Ernst, 1990).

Ở hiệu thế oxy hóa khử khoảng +120mV, sắt ba (Fe³⁺, ở dạng không hòa tan) sẽ bị khử thành sắt hai (Fe²⁺, dạng hòa tan), quá trình này có thể là quá trình sinh học hoặc quá trình hóa học. Một số vi sinh vật tham gia quá trình khử sắt còn có khả năng khử nitrat, loại vi khuẩn này có ái lực với nitrat cao hơn, do đó quá trình khử sắt chỉ diễn ra khi quá trình khử nitrat đã hoàn thành (Laanbroek, 1990). Ở dạng khử (Fe²⁺) sắt sẽ được hấp thu sinh học, do đó, nồng độ sắt trong các thực vật ở đất ngập nước thường cao hơn nồng độ sắt trong những loài thực vật ở vùng đất cao. Sắt có thể gây độc cho thực vật ở nồng độ thấp (khoảng 0,07 mmol/L), tuy nhiên cũng có một số thực vật chịu được ở nồng độ khoảng 1 mmol/L mà không có những dấu hiệu bệnh. Thực vật bị ngộ độc sắt có những biểu hiện như lá bị mất màu, các hoạt động quang hợp bị hạn chế và giảm khả năng hô hấp của rễ cây. Nếu hiện tượng oxy hóa sắt xảy ra ở khu vực rễ cây sẽ tạo Fe³⁺ không tan bao phủ lấy rễ cây làm hạn chế khả năng hấp thu dinh dưỡng của cây.

Lưu huỳnh là một vi dưỡng chất đối với quá trình sinh trưởng của thực vật, thực vật thường hấp thu lưu huỳnh ở dạng sulfate. Nồng độ lưu huỳnh ở trong tế bào thực vật rất biến thiên nhưng thường ở mức 0,1% vật chất khô. Người ta đã xác định được 2 nhóm vi khuẩn khử sulfate: nhóm thứ nhất oxy hóa các hợp chất hữu cơ thành các acid béo, nhóm thứ hai oxy hóa hoàn toàn các hợp chất hữu cơ để tạo thành CO₂. Nhóm thứ nhất

thường gặp ở môi trường nước ngọt, trong khi đó nhóm thứ hai chỉ tìm gặp trong môi trường nước mặn. Khi sulfate bị khử thành sulfide nó có thể tạo thành các phức kềm (chelate) với sắt, đồng hay mangan tạo thành dạng sulfide vô cơ không hòa tan. Việc hấp thu sulfate của thực vật bị kiểm soát bởi quá trình biến dưỡng, trong khi đó sulfide có thể đi vào thực vật một cách tự do. Thực vật sống ở các khu đất ngập nước có nồng độ sulfide cao thường có nồng độ lưu huỳnh trong cơ thể cao. Khi thực vật hấp thu sulfide chúng sẽ ức chế các enzyme tham gia quá trình quang hợp và làm giảm khả năng hô hấp hiếu khí của bộ rễ cây. Như vậy sulfide có ảnh hưởng xấu đến năng suất sản xuất sơ cấp của thực vật, làm giảm sinh khối của các loài thực vật thậm chí của các loài thực vật có khả năng chịu ngập úng.

Ở hiệu thế oxy hóa khử tối thấp (-250 đến -350 mV), CO_2 và carbon hữu cơ (các hợp chất methyl) bị khử thành methane bởi vi sinh vật. Methane sẽ khuếch tán từ khu vực rễ cây thông qua các khí khổng bên trong thực vật và phóng thích vào khí quyển (Brix *et al.*, 1996; Howes *et al.*, 1985; Jespersen *et al.*, 1998; Sebacher *et al.*, 1985). Các khu vực đất ngập nước ngọt phóng thích methane nhiều (có thể phóng thích đến 500 $\text{mgC/m}^2 \cdot \text{day}$) hơn các khu vực ngập nước mặn (có thể đến 100 $\text{mgC/m}^2 \cdot \text{day}$).

3.4.3.2. Lượng dưỡng chất ở các khu vực đất ngập nước

Lượng dưỡng chất mà thực vật có thể hấp thu được ở các khu vực đất ngập nước phụ thuộc vào lượng trầm tích, đặc điểm của lưu vực cũng như chế độ thủy văn của khu vực. Các khu vực đất ngập nước có lưu lượng nước đi qua cao sẽ có nhiều dưỡng chất hơn. Lượng dưỡng chất mà cây có thể hấp thu được còn phụ thuộc vào hiệu thế oxy hóa khử (như đã nói ở phần trên). Trong các loại đất oxy hóa, thực vật có ít photpho để hấp thu hơn do PO_4^{3-} bị hấp phụ bởi các ion oxyhydroxides, trong các loại đất có tính khử việc khử Fe^{3+} thành Fe^{2+} phóng thích phosphate làm cho thực vật có nhiều photpho hơn để hấp thu. Các loại khoáng như K, Ca, Mg sẽ nhiều hơn trong điều kiện khử, tuy nhiên các cation gây độc như đồng, kẽm, mangan cũng sẽ nhiều hơn (Laanbroek, 1990).

3.4.3.3. Các độc tố đối với thực vật trong khu đất ngập nước

Rất nhiều các hợp chất hữu cơ hòa tan ở khu đất ngập nước là các độc tố đối với thực vật. Một số loại độc tố được hình thành từ việc phân hủy yếm khí cellulose và lignin. Các hoạt động biến dưỡng của vi sinh vật sẽ dẫn đến việc tích tụ acid acetic và acid butyric và đặc biệt quá trình biến dưỡng yếm khí sẽ làm tích tụ ethanol, các hợp chất này cùng với các độc tố cho thực vật như sắt và mangan ở dạng khử, H_2S và các sulfide hòa tan tạo nên một môi trường bất lợi cho sự phát triển của các thực vật (Barko và Smart, 1983; Crawford, 1993; Pezeshki, 1994). Thực vật chống chịu lại với môi trường bất lợi trong khu đất ngập nước bằng cách khuếch tán oxy từ vùng rễ cây vào khu vực đất lân cận nhằm oxy hóa và giảm nồng độ của các chất nêu trên.

3.4.4. Chất nền ở những khu đất ngập nước mặn

Một khu vực đất ngập nước được coi là khu vực đất ngập nước mặn nếu nồng độ muối lớn hơn 0,5 ppt (phần nghìn tỉ). Ở đây khái niệm nước lợ (nồng độ muối từ 0,5 - 3,0 ppt) và nước mặn (nồng độ muối lớn hơn 3,0 ppt) ở khu đất ngập nước đều được gọi chung tên là vùng đất ngập nước mặn. Vùng Đồng bằng sông Cửu Long có khoảng 0,74 triệu

ha đất ngập nước mặn, chiếm 18% diện tích toàn đồng bằng. Đất ngập nước mặn phân bố ở vùng bán đảo Cà Mau, dải đất duyên hải của các tỉnh Bến Tre, Tiền Giang, Sóc Trăng, Bạc Liêu, Kiên Giang. Độ mặn của nước trong các lỗ rỗng của đất ở các khu đất ngập nước mặn có thể cao hơn hoặc thấp hơn độ mặn của nước biển tùy theo khoảng cách nó với khu vực ảnh hưởng bởi triều và tỉ lệ bốc hơi/mưa. Nước mưa hay nước ngọt đi vào các khu vực này có thể làm loãng nồng độ muối, trong khi đó quá trình bốc hơi sẽ làm gia tăng nồng độ muối. Độ mặn còn thay đổi theo mùa (mùa khô độ mặn tăng cao và mùa mưa độ mặn giảm đi).

Các ion trong nước biển gây độc cho hầu hết các loại thực vật, cả các loài thực vật chịu mặn cũng có thể không chịu đựng được ở nồng độ muối cao. Nồng độ muối tới hạn đối với sự phát triển của thực vật khoảng 100mM, trong khi đó nồng độ muối trung bình của nước biển khoảng 500 mM và ở các khu đất ngập nước mặn nồng độ muối có thể lên đến 1 M (Flowers *et al.*, 1986). Các vấn đề mà thực vật đất ngập nước mặn phải đối đầu là:

- Khả năng hấp thu nước của thực vật sẽ kém đi: Trong nước mặn có nhiều loại ion hơn trong nước ngọt làm cho thực vật khó hấp thu được các loại khoáng có lợi cho chúng. Ví dụ khi nồng độ Na^+ tăng cao sẽ làm ức chế khả năng hấp thụ K^+ vì hai loại này tương đồng về mặt hóa học do đó thực vật sẽ hấp thu Na^+ thay vì K^+ (Fitter và Hay, 1987; Tomlinson, 1986).
- Độ mặn cao sẽ làm cản trở khả năng hấp thu CO_2 : Khi độ mặn ở khu vực rễ cây tăng, tốc độ hấp thu rỗng CO_2 của thực vật bị giảm xuống. Các loài thực vật nổi có khả năng mở các khí khổng để lấy CO_2 , nhưng cùng lúc chúng sẽ bị mất nước, khi không còn chịu nổi áp lực do mất nước sự hấp thu CO_2 sẽ bị suy giảm (Bradley và Morris, 1991; Longstreth *et al.*, 1984; Pomeroy và Wiegert, 1981).

Khi nồng độ muối tăng quá mức, năng suất sản xuất sơ cấp của các thực vật ở khu ngập nước mặn sẽ giảm (Lugo *et al.*, 1988). Ở các khu vực có độ mặn cao, cây Đước có thể chỉ đạt độ cao dưới 1 m (so với độ cao có thể lên đến hơn 50 m ở những khu vực có điều kiện thích hợp).

Ở các khu vực đất ngập nước mặn thực vật còn chịu ảnh hưởng do nồng độ sulfide cao và thường bị thiếu đạm (lượng đạm cung cấp cho khu vực này thường là từ nguồn nước mặt chảy tràn, do đó nó sẽ giảm dần theo khoảng cách từ bờ ra khơi). Thêm vào đó ở những khu vực ngập nước ngọt nguồn đạm còn có thể được cung cấp thêm bởi các hoạt động cố định đạm của vi khuẩn lam, ở khu vực ngập nước mặn lượng đạm cung cấp từ nguồn này rất thấp.

3.4.5. Điều kiện chất nền ở những khu vực than bùn

Đất than bùn ở ĐBSCL tập trung nhiều nhất ở khu vực U Minh Hạ (huyện U Minh) và huyện Trần Văn Thời của tỉnh Cà Mau. Tổng diện tích lên đến 300 km², độ dày lớp than bùn trung bình 0,3 - 1,2 m, tổng trữ lượng ước tính 14 triệu tấn than bùn.

Các khu vực than bùn chỉ nhận được dưỡng chất từ mưa hay từ quá trình sa lắng khô. Sự sinh trưởng của thực vật ở các khu vực này thường bị hạn chế bởi một hoặc vài loại dưỡng chất thiết yếu (N, P, K). Lượng dưỡng chất đi vào khu vực này đã ít thêm vào đó

lượng dưỡng chất cung cấp bởi sự phân hủy các hợp chất hữu cơ cũng ít do tốc độ phân hủy chậm và sự phân hủy không hoàn toàn (Moore và Bellamy, 1974). Thành phần hóa học của nước ở các khu vực than bùn tương tự như thành phần hóa học của nước mưa, chỉ khác là nồng độ hơi cao hơn một chút do quá trình bốc hơi. Thực vật ở đất ngập nước phản ứng rất chậm với việc tăng nồng độ các dưỡng chất vì chúng vốn đã thích nghi với điều kiện thiếu dưỡng chất và chậm phát triển.

Nước ở các khu vực than bùn thường có pH thấp ($\text{pH} < 5$) và có nồng độ can xi nhỏ hơn 2 mg/L , trong khi đó nước ở các vùng đầm lầy thường có $\text{pH} > 7$ và nồng độ canxi cao hơn 30 mg/L (Glaser, 1992). pH thấp đã làm cho nhiều loài không thể sống ở khu vực này và ảnh hưởng đến lượng dưỡng chất có thể cung cấp cho thực vật. Những tác động chủ yếu của pH ở những khu vực than bùn như sau:

- Việc sản sinh và tích tụ của các acid hữu cơ: nước ở các khu vực than bùn thường có nồng độ acid hữu cơ cao (các acid humic) do sự phân hủy không hoàn toàn của các chất hữu cơ. Các acid humic có thể phân ly để cho ra ion H^+ .
- Sự trao đổi cation bởi cây Rêu nước (*Sphagnum moss*): quá trình trao đổi cation diễn ra khi ion H^+ của một acid hữu cơ trao đổi với một cation khác trong môi trường như Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ . Nếu một dung dịch có chứa Ca^{2+} và SO_4^{2-} thì sau quá trình trao đổi cation nó sẽ tạo thành dung dịch H_2SO_4 . Khả năng trao đổi cation (CEC) của rêu nước khi còn sống khoảng 1 meq/g tương đương với khả năng trao đổi ion của một số loại đất sét.
- Sự sa lắng của các ion từ khí quyển: sự sa lắng là nguồn đưa các cation, dưỡng chất và ion H^+ vào các khu đất than bùn, ở những khu đất than bùn gần biển sự sa lắng của các hạt nước biển li ti là nguồn cung cấp các ion như Na^+ , Cl^- và Mg^{2+} , ở những khu lân cận với đồng cỏ sự sa lắng của bụi sẽ đưa các khoáng như Ca^{2+} và Mg^{2+} vào khu vực than bùn.
- Sự hấp thu dưỡng chất (Ca^{2+} , K^+ , NH_4^+ và NO_3^-) của thực vật ở các khu vực than bùn bị ảnh hưởng bởi sự cân bằng acid – ba zơ tại khu vực này. Khi thực vật hấp thu các cation thì H^+ sẽ được phóng thích vào môi trường, ngược lại khi thực vật hấp thu các anion thì OH^- sẽ được tạo thành. Trong một hệ thống cân bằng thì việc hấp thu và phóng thích các ion của thực vật tương đương với nhau. Tuy nhiên, hệ sinh thái ở những khu vực than bùn thì không cân bằng do nồng độ các cation thường đậm đặc do ảnh hưởng của quá trình bốc hơi. Điều này dẫn đến H^+ được phóng thích rất nhiều xung quanh bộ rễ tạo nên môi trường acid.
- Sự oxy hóa và sự khử các hợp chất chứa lưu huỳnh: các chất nền ở bề mặt của khu vực than bùn thường có điều kiện hiếu khí, tuy nhiên lớp bên dưới lại có điều kiện yếm khí. Trong điều kiện yếm khí quá trình khử sulfate sẽ diễn ra và làm tăng độ kiềm (*alkalinity*) của khu vực này do tạo thành ion OH^- , trong khi đó việc oxy hóa các hợp chất chứa lưu huỳnh (như pyrite) sẽ làm tăng độ acid do nó tạo nên ion H^+ ở dạng acid sulfuric. Như vậy pH của khu vực than bùn sẽ bị tác động bởi cả hai quá trình này.

Chế độ thủy văn quyết định nồng độ các ion và các hợp chất hữu cơ trong nước của khu vực đất than bùn. Các ion được cung cấp cho khu vực này từ khí quyển hay nước ngầm sẽ tăng cao lên bởi quá trình bốc hơi và quá trình bốc thoát hơi nước, trong khi đó lượng nước mặt, nước ngầm hay mưa ở khu vực này có thể làm loãng đi nồng độ của chúng.

Tóm lại, các điều kiện như pH thấp, ít dưỡng chất, mực nước cao của các khu vực than bùn làm cho khu vực này thường có năng suất sản xuất sơ cấp thấp nhất so với các loại đất ngập nước khác.

3.4.6. Điều kiện sinh trưởng của thực vật chìm

Thực vật chìm tiếp xúc với các điều kiện môi trường như ánh sáng, nguồn CO₂ khác với các thực vật nổi. Nguồn ánh sáng và CO₂ của các thực vật chìm thay đổi theo thời gian trong ngày và theo mùa.

- **Nguồn sáng**

Nguồn sáng có lẽ là yếu tố quan trọng nhất quyết định sự phân bố về loài của thực vật chìm trong khu đất ngập nước (Sand-Jensen và Borum 1991). Thành phần quang phổ và lượng ánh sáng bị ảnh hưởng bởi vĩ độ và mùa trong năm. Khi ánh sáng đi qua khí quyển nó sẽ bị hấp thụ bởi các chất khí như ozone, CO₂, hơi nước, khi ánh sáng đến được mặt nước thì một phần tia sáng sẽ bị phản xạ trở lại. Mức độ phản xạ sẽ cao vào mùa đông (khi mặt nước bị bao phủ bởi băng), vào sáng sớm hoặc chiều tối và ở các vùng có vĩ độ cao, độ phản xạ cũng tăng khi mặt nước bị xáo trộn. Như vậy, chỉ còn một lượng ít ánh sáng đi vào nước và bị hấp thụ bởi các phân tử nước, bởi các chất vô cơ và hữu cơ hòa tan trong nước hay các chất rắn lơ lửng. Ánh sáng đi xuống càng sâu thì năng lượng bức xạ của nó càng yếu.

Khu vực nước mà các hoạt động quang hợp của thực vật có thể diễn ra được gọi là khu vực euphotic (*euphotic zone* – khu vực có đầy đủ ánh sáng để thực vật quang hợp). Thực vật chìm thường cần khoảng 4 – 29% lượng sáng đo được ở phía trên mặt nước. Độ màu của nước do các chất rắn lơ lửng (từ các nguồn khác đưa đến, do quá trình lắng và tái lơ lửng - *resuspension*) là yếu tố tác động trực tiếp và quyết định đến độ sâu lớp nước mà các thực vật chìm có thể phát triển được, cấu trúc và năng suất của các thực vật sống chìm bị ảnh hưởng bởi các yếu tố làm thay đổi lượng ánh sáng mà nó có thể sử dụng ví dụ như quá trình lắng, quá trình tái lơ lửng các chất rắn lơ lửng bởi các hoạt động giao thông đường thủy, xói lở bờ sông và các xáo trộn do các hoạt động của những loài cá ăn đáy. Sự phát triển của các thực vật bắt rễ tạo tán phủ phía trên sẽ làm giảm sự phát triển của các thực vật chìm.

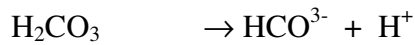
- **Nguồn CO₂**

Cũng như oxy khả năng khuếch tán của CO₂ trong môi trường nước chỉ bằng 1/10.000 ở môi trường không khí. Nếu trong môi trường có đầy đủ ánh sáng và dưỡng chất thì CO₂ trở thành yếu tố tới hạn đối với sự sinh trưởng của các thực vật chìm. Trong nước CO₂ sẽ cân bằng với H₂CO₃, HCO₃³⁻, CO₃²⁻.

Khi CO₂ khuếch tán vào trong nước, một phần nhỏ của nó (< 1%) sẽ bị hydarte hóa để tạo acid cacbôníc.



Một ít acid cacbôníc sẽ phân ly để tạo thành bicarbonate và ion H^+ :



Ở pH cao ($> 8,3$) bicarbonate sẽ phân ly để tạo thành carbonate và ion H^+ .

Trong quá trình quang hợp thực vật sẽ lấy đi CO_2 trong nước và làm cho pH của nước tăng lên (do trong nước sẽ có ít acid cacbôníc hơn). Vào ban ngày, ở các khu đất ngập nước có năng suất sản xuất cao pH có thể tăng từ 3-4 đơn vị (ví dụ từ 6 lên 9 hay 10). Ban đêm khi thực vật không còn quang hợp nữa các hoạt động hô hấp của chúng và các sinh vật khác sẽ phóng thích CO_2 làm cho pH của nước giảm xuống.

Khi pH nhỏ hơn 5 hầu hết carbon vô cơ trong nước ở dạng CO_2 hòa tan, trong khi đó ở pH $> 9,5$ thì carbonate sẽ chiếm một lượng lớn, ở pH từ 7 - 10 bicarbonate là dạng carbon vô cơ chiếm ưu thế. Thực vật sống chìm có nhiều kiểu thích nghi với hàm lượng CO_2 thấp, nghĩa là thực vật có thể sử dụng bicarbonate cho hoạt động quang hợp.

Chương 4: LÝ THUYẾT VỀ CƠ CHẾ CHUYỂN VẬN CHẤT Ô NHIỄM TRONG ĐẤT NGẬP NƯỚC

4.1. TỔNG QUÁT VIỆC LOẠI BỎ CHẤT Ô NHIỄM TRONG NƯỚC THẢI

Nước ô nhiễm có thể phân thành 3 nhóm chính:

- i) Nhóm nước mưa, nước lũ chảy tràn trên mặt đất bị hòa lẫn các chất bẩn trên mặt đất như đất, rác, bãi rác, vùng chứa các chất lỏng bẩn khác. Nước ngấm nhiễm các độc chất như thạch tín, muối, acid, và các độc chất hữu cơ và vô cơ khác ... đều được xem là nước ô nhiễm.
- ii) Nhóm nước thải sinh hoạt từ khu dân cư, làng mạc, cao ốc, doanh trại, trường học, chợ, siêu thị, ... trong đó có nước đã qua tắm giặt, rửa nhà, đồ dùng, xe cộ, chế biến thức ăn trong nhà bếp và cả nước từ nhà vệ sinh.
- iii) Nước thải từ hoạt động sản xuất như nông nghiệp (trại chăn nuôi, ao nuôi trồng thủy sản, lò sát sinh, trạm sơ chế nông sản, ...), công nghiệp (nhà máy dệt nhuộm, giấy, đồ hộp, luyện kim, đóng tàu, cơ khí sửa chữa, lọc dầu, ...) và kể cả nước thải từ các khu khai thác khoáng sản.

Nước ô nhiễm là nguồn gây các mầm bệnh cho con người, gia súc và làm suy thoái môi trường, sinh thái, ảnh hưởng đến các hoạt động kinh tế - xã hội nói chung. Nước ô nhiễm có thể tự làm sạch một cách tự nhiên qua quá trình vận chuyển trong tiến trình thủy văn nhưng thường quá trình này diễn ra chậm hoặc rất chậm. Muốn cải thiện chất lượng nước ô nhiễm nhanh hơn thì cần phải áp dụng bằng một hoặc nhiều biện pháp kỹ thuật để xử lý và bảo vệ môi trường nước. Xử lý nước thải qua đất ngập nước là một trong các phương án được các nhà khoa học lưu ý chọn lựa.

Các chất ô nhiễm trong nước thải khi đi qua đất ngập nước đều được làm sạch một phần hoặc toàn bộ nhờ các tiến trình vật lý, hóa học và sinh học bên trong đất ngập nước phối hợp. Hiểu được tiến trình các tác nhân lý - hóa - sinh của dòng chảy nước thải khi đi vào khu đất ngập nước là nền tảng quan trọng giúp cho việc thiết kế hệ thống đất ngập nước một cách hiệu quả cả về kỹ thuật lẫn kinh tế. Theo lý thuyết, chất ô nhiễm trong nước thải bị loại bỏ trong đất ngập nước kiến tạo khi nó di chuyển qua môi trường xốp của đất nền và vùng rễ của cây trồng. Các màng mỏng bọc quanh từng cọng rễ là nơi dẫn xuất oxygen từ không khí thâm nhập vào cây trồng. Các chất rắn lơ lửng bị loại bỏ nhờ quá trình lắng tụ khi đi vào vùng nước tương đối tĩnh lặng của khu đất ngập nước kiến tạo chảy mặt hoặc bị cản lọc vật lý do các thành phần hạt của đất cát khi vào khu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm. Các hợp chất hữu cơ bị phân hủy trong đất ngập nước do sự hiện diện các vi khuẩn hiếu khí và yếm khí. Sự nitrát hóa với sự hiện diện của vi khuẩn và tiếp theo sau đó là quá trình khử nitrát hóa sẽ phóng thích nitrogen dạng hơi ra không khí. Chất phosphorus kết tụ cùng phức hợp sắt, nhôm và canxi lưu lại trong vùng rễ của đất. Các vi trùng, vi khuẩn nguy hại sẽ bị suy giảm do quá trình lọc và hút bám của các màng sinh học trong môi trường đất đá của hệ thống chảy ngầm.

4.2. ĐẶC TRƯNG DÒNG CHẢY TRONG ĐẤT

Mục đích của phần này là tổng quát hóa một số kiến thức về vật lý đất và cơ học chất lưu làm nền tảng cho việc lý giải, tính toán và thiết kế cho dòng chảy trong đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm.

4.2.1. Kích thước hạt

Một cách tổng quát, khái niệm “đất” trong khu đất ngập nước là một môi trường phức hợp bao gồm nhiều thành phần các hạt rắn, chất lỏng, chất khí và đông đảo các quần thể sinh vật sinh sống. Việc chọn lựa kiểu môi trường dẫn nước và loại đất cát để thiết kế một khu đất ngập nước kiến tạo rất quan trọng bởi vì nó liên quan đến kích thước hạt hiệu quả, độ rỗng và độ dẫn thủy lực của vật liệu và chi phí xây dựng khu đất ngập nước kiến tạo. Hơn nữa, kích thước hạt lớn hay nhỏ còn liên quan đến sự thuận lợi cho rễ và mầm cây thủy sinh. Nó là một trong các chỉ số của điều kiện dòng chảy trong đất ngập nước. Nếu hạt được chọn quá nhỏ sẽ dẫn đến độ dẫn thủy lực thấp không tạo thuận lợi cho dòng chảy ngầm, tạo ưu thế cho chảy mặt. Ngược lại, nếu chọn kích thước hạt quá lớn sẽ hạn chế dòng chảy mặt và cũng không thuận lợi lắm cho cây trồng và môi trường sinh vật. Kích thước hạt thường được thực nghiệm bằng phương pháp rây sàng và phương pháp lắng đọng. Bảng 4.1 cho kích thước tham khảo cho các loại đất cát.

Bảng 4.1. Phân loại vật liệu đất theo kết cấu

Loại đất	Loại kết cấu	Kích thước ưu thế
Đất đá sỏi:	+ Đá	> 20 mm
	+ Sỏi thô	6 - 20 mm
	+ Sỏi nhỏ	2 - 6 mm
Đất cát:	+ Cát thô	0.5 - 2.0 mm
	+ Cát trung	0.125 - 0.500 mm
	+ Cát mịn	0.063 - 0.125 mm
Đất thịt:	+ Bùn đất	0.002 - 0.063 mm
Đất sét:	+ Sét	< 0.002 mm

4.2.2. Độ rỗng của đất

Độ rỗng của đất là một thông số có ý nghĩa cần được xem xét bởi vì nó ảnh hưởng đến dòng chất lưu và khả năng trữ nước cho cây trồng. Độ rỗng tùy thuộc vào thành phần, kết cấu và cấu trúc của đất (Kutílek và Nielsen, 1994). Độ rỗng của một môi trường xốp (như đá, cát hoặc bùn đất) thể hiện tỉ lệ không gian rỗng của vật liệu, bao gồm không khí hoặc nước. Các hạt có kích thước lớn sẽ cho giá trị độ rỗng cao và khả năng di chuyển của nước nhanh hơn trong các tầng đất của nó. Đất ngập nước kiến tạo thường được xây dựng với thành phần là cát và sạn sỏi. Loại cát lấy từ sông là một chọn lựa không đắt tiền lắm để làm đất nền và khá thuận tiện cho cả dòng chảy và cây trồng.

Thể tích của một khối đất (V_{soil}) bao gồm thể tích của vật liệu đất (V_{solid}), thể tích chất lỏng (V_{liquid}) và thể tích khối không khí chứa trong đó.

$$V_{\text{soil}} = V_{\text{solid}} + V_{\text{liquid}} + V_{\text{gas}} = V_{\text{solid}} + V_p \quad (\text{m}^3) \quad (4.1)$$

V_p là tổng thể tích cả phần chất lỏng và chất khí trong đất, thường được gọi là thể tích phần rỗng. Tỉ số giữa V_p trên V_{soil} gọi là độ rỗng của đất. Độ rỗng được sử dụng để xác định vận tốc dòng chảy thực trong không gian rỗng. Độ rỗng thường được thể hiện bằng phần trăm (%). Phương trình (4.1) có thể viết lại thành:

$$1 - \frac{V_{\text{solid}}}{V_{\text{soil}}} = \frac{V_p}{V_{\text{soil}}} = n = a + \theta \quad (4.2)$$

trong đó n được gọi là độ rỗng đất theo thể tích, biểu hiện bằng phần trăm (%) bằng cách nhân cho 100. Giá trị của a (m^3/m^3) là thành phần không khí theo thể tích và θ (m^3/m^3) là thành phần nước theo thể tích (Bear, 1988; Jury và Horton, 2004).

Trong khu đất ngập nước kiến tạo, khi đất đã ở trạng thái bão hòa, các lỗ rỗng được xem như không còn không khí và được làm đầy hoàn toàn bởi nước. Như vậy, trong trường hợp bão hòa, giá trị của độ rỗng n và thành phần nước θ là như nhau (Freeze và Cherry, 1979). Tỉ số giữa V_p và V_{solid} được gọi là thể tích rỗng e (m^3/m^3):

$$e = \frac{V_p}{V_{\text{solid}}} \quad (4.3)$$

Kết nối hai phương trình (4.2) và (4.3) cho ra:

$$n = \frac{e}{1 + e} \quad \text{hoặc} \quad e = \frac{n}{1 - n} \quad (4.4)$$

Các phương pháp cổ điển đo độ rỗng của đất đều cho giá trị tổng độ rỗng và phân bố kích thước hạt rỗng (Danielson và Sutherland, 1986). Độ rỗng trong lớp đất dưới thì thấp hơn lớp đất trên mặt do bị tác dụng nén chặt bởi trọng lực. Trong các vùng đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm, độ rỗng đo được thường thấp hơn 30 – 40 % so với đất trên mặt cho trường hợp là cát và sạn sỏi (Kadlec *et al.*, 2000).

4.2.3. Độ dẫn thủy lực

Độ dẫn thủy lực bão hòa K_s của một loại đất được cho là một điểm số có ý nghĩa quan trọng trên đường cong độ dẫn thủy lực đối với thành phần nước trong đất. Độ dẫn thủy lực có thể xác định bằng cách dùng các phương pháp như phương pháp lỗ khoan (*auger-hole method*), phương pháp áp kế (*piezometer method*) hoặc thử nghiệm thấm tầng nước (*slug test*). Hầu hết các đo đạc độ dẫn thủy lực trong đất đều khá đắt tiền. Bảng 4.2 cho giá trị độ dẫn thủy lực tiêu biểu cho các loại đất khác nhau.

Thực tế trong hầu hết trường hợp, độ dẫn thủy lực trong các tầng đất được quyết định bởi ảnh hưởng của cả cấu trúc của dòng chảy ngầm và vận tốc của nó khi đi qua khu đất ngập nước. Các tầng đất nằm ngang với kích thước hạt rất nhỏ (sét, bùn) bị nén chặt hoặc kết cứng hoặc dạng than bùn ngập nước thì sẽ có tác dụng như một lớp chắn lên dòng nước do độ dẫn thủy lực cực nhỏ. Ngược lại các tầng đất có kết cấu hạt lớn (cát, sỏi) sẽ cho khả năng mang dòng chảy lớn hơn do độ dẫn thủy lực cao.

Bảng 4.2. Một số đặc trưng tiêu biểu cho các loại đất (US-EPA 1993)

Loại đất	Kích thước hiệu quả d_{10} (mm)	Độ rỗng n (%)	Độ dẫn thủy lực K_s (m/d)
Cát – sạn hạt nhỏ	2	32	1,000
Cát – sạn hạt vừa	8	35	5,000
Sỏi mịn	16	38	7,500
Sỏi trung	32	40	10,000
Đá hộc	128	45	100,000

Nếu giá trị độ dẫn thủy lực K_s là độc lập về vị trí bên trong sự hình thành địa chất, thì sự hình thành đó là đồng nhất (*homogeneous*). Ngược lại, nếu độ dẫn thủy lực lại phụ thuộc vào vị trí của sự hình thành địa chất, thì sự hình thành đó là bất đồng nhất (*heterogeneous*). Nếu chúng ta đặt một hệ tọa độ xyz cho sự hình thành đồng nhất thì $K_s(x,y,z) = \text{constant}$; còn với sự hình thành bất đồng nhất thì $K_s(x,y,z) \neq \text{constant}$.

Độ dẫn thủy lực K_s có thể tính theo công thức kinh nghiệm sau (Kadlec *et al.*, 2000):

$$K_s = 12,600.d_p^{1.90} \quad (\text{cm/s}) \quad (4.5)$$

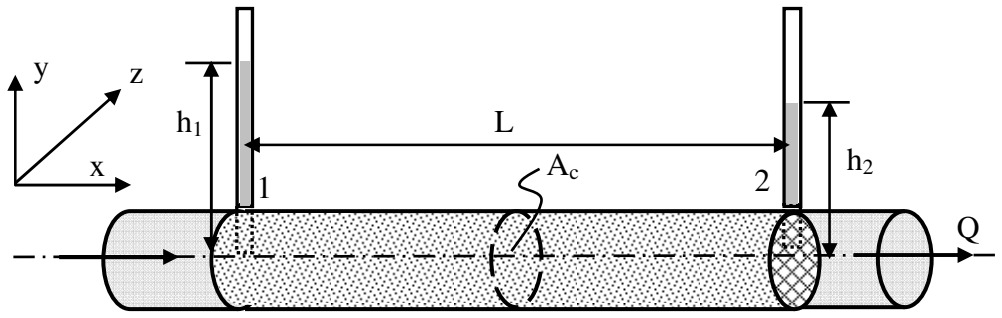
trong đó d_p – là đường kính phân tử (mm) của vật liệu đất. Trường hợp là sạn sỏi hạt lớn hoặc đá dùng cho môi trường dẫn, ta có thể sử dụng quan hệ giữa độ rỗng n và độ dẫn thủy lực theo công thức Ergun:

$$K_s = (n)^{3.7} \quad (\text{cm/s}) \quad (4.6)$$

4.2.4. Định luật Darcy

Một môi trường xốp được hiểu là một ma trận các hạt cứng có các ô rỗng. Ví dụ một cột cát là hình ảnh một môi trường xốp. Năm 1856 tại thành phố Dijon của Pháp, Henry Darcy đã dựa vào thực nghiệm trong một cột cát để cho ra một định luật về dòng chảy của nước trong môi trường cát đồng chất (Bear, 1988).

Định luật Darcy thuần túy là một phát biểu mang tính toán học đơn giản cho sự quan hệ giữa lưu lượng dòng chảy tức thời ngang qua một môi trường xốp, độ nhớt của chất lưu và áp suất rơi giữa hai mặt cắt chọn sẵn nào đó. Hình 4.1 minh họa cho thực nghiệm của Darcy.



Hình 4.1. Sơ đồ thực nghiệm của định luật Darcy

Định luật Darcy có thể viết như sau:

$$Q = -K_s \cdot A_c \frac{\Delta h}{L} \quad (\text{m}^3/\text{s}) \quad (4.7)$$

trong đó:

- Q - Tổng lưu lượng hay lưu khối (*volumetric flux*): là thể tích nước chảy trong một đơn vị thời gian qua một cột cát kín bão hòa nước (m^3/s)
- K_s - Độ dẫn thủy lực bão hòa (m/s), K_s tùy thuộc vào khả năng thấm qua môi trường xốp và độ nhớt của chất lỏng. Giá trị của K_s là hằng số khi đất đồng chất và bão hòa trong một cấu trúc hình học định sẵn.
- Δh - Tổn thất đầu áp (m); $\Delta h = (h_2 - h_1)$. Chiều cao h_1 và h_2 được đo từ mức cao độ chuẩn nằm ngang đến mức nước trong các ống đo áp. Giá trị Δh là âm bởi vì dòng chảy luôn đi từ nơi có áp suất cao đến nơi áp suất thấp, ($h_2 < h_1$).
- $\Delta h/L$ - Gradient thủy lực;
- A_c - Diện tích mặt cắt ngang của cột đất (m^2);

Chia hai vế của phương trình (4.7) cho diện tích A_c sẽ có:

$$J_w = \frac{Q}{A_c} = -K_s \frac{\Delta h}{L} = -K_s \Delta P \quad (4.8)$$

trong đó J_w được gọi là dòng nước trong đất (hay lưu lượng cho một đơn vị diện tích, m/s) hoặc còn gọi là dòng Darcy áp dụng cho dòng chảy theo phương ngang và ΔP là vector gradient áp lực. Gradient áp lực ΔP là một đại lượng vật lý mô tả chiều và mức thay đổi áp lực chung quanh vị trí phần tử. Gradient áp lực là đại lượng có thứ nguyên thể hiện bằng áp lực trên một đơn vị chiều dài, Pascal trên mét, (Pa/m), ΔP có thể viết như sau:

$$\Delta P = \left(\frac{\partial p}{\partial x}, \frac{\partial p}{\partial y}, \frac{\partial p}{\partial z} \right) \quad (4.9)$$

trong đó x , y và z là các tọa độ vị trí xem xét.

Vận tốc qua khe rỗng V_{pore} được định nghĩa là vận tốc trung bình của chất lỏng bên trong lỗ rỗng của đất. V_{pore} là tỉ số giữa dòng Darcy J_w và thành phần nước θ :

$$V_{\text{pore}} = \frac{J_w}{\theta} \quad (\text{m/s}) \quad (4.10)$$

Hầu hết các trường hợp dòng chảy nước ngầm có thể áp dụng định luật Darcy khi dòng chảy của nó là chảy tầng.

4.2.5. Số Reynold

Số Reynolds, được đưa ra vào năm 1883, là một số không có thứ nguyên biểu thị tỷ số giữa lực quán tính (v_p) và lực nhớt (μ/D). Trong cơ học chất lưu, số Reynolds được dùng như một tiêu chuẩn để định danh các chế độ dòng chảy khác nhau, như dòng chảy tầng xảy ra khi vận tốc nhỏ hoặc chảy rối khi có vận tốc lớn. Số Reynolds, viết tắt là Re, được định nghĩa cho một dòng chảy qua môi trường xốp:

$$\text{Re} = \frac{\rho_w J_w d}{\eta} \quad (4.11)$$

trong đó:

J_w - Dòng nước trong đất, $J_w = Q/A_c$ (m/s);

d - Đường kính trung bình của hạt, (m)

η - Độ nhớt động lực học (kg/m.s); độ nhớt động lực học của nước nguyên chất ở 25°C là $0.89 \cdot 10^{-3}$ kg/m.s. Các điều kiện khác có thể tìm ở các bảng tra sách về cơ học chất lưu.

Trọng lượng riêng của nước ρ_w (kg/m³) thay đổi theo nhiệt độ và mức hòa tan. Trọng lượng riêng của nước sạch ở nhiệt độ 25 – 30 °C nằm trong khoảng 997.05 - 995.65 kg/m³. Có thể áp dụng công thức kinh nghiệm sau (Crowley, 1968; Schmid *et al.*, 2004):

$$\rho_w = 10^3 + 28.14 - 0.0735T - 0.00469T^2 + (0.802 - 0.002T)(S_w - 35) \quad (4.12)$$

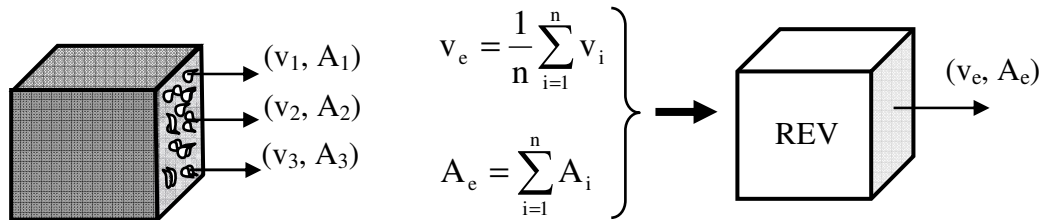
trong đó T là nhiệt độ nước (°C) và S_w là độ mặn của nước, là lượng muối hòa tan trong nước (ppt, theo trọng lượng).

Liên quan đến dòng chảy trong môi trường xốp, trong phương trình (4.11) d thường lấy theo đường kính trung bình (Freeze và Cherry, 1979). Đôi khi d_{10} được một số nhà khoa học sử dụng, đó là kích thước hạt vượt quá 10% kích thước đường kính vật liệu theo trọng lượng. Đại lượng d_{50} cũng được lưu ý như một kích thước hạt tiêu biểu (Bear, 1988).

Để phân biệt giữa dòng chảy tầng và dòng chảy rối, thường ta dựa vào ngưỡng số Reynolds (Re_{crit}). Thực tế, định luật Darcy chỉ có giá trị khi số Re dựa vào đường kính hạt trung bình nằm trong khoảng 1 và 10 (Bear, 1988). Dưới khoảng giá trị Re này, tất cả các dòng chảy qua môi trường hạt đều là chảy tầng.

4.2.6. Khái niệm vi tầm và vĩ tầm trong dòng chảy ngầm

Khi có dòng chảy đi qua một môi trường xốp, ở cái nhìn quá chi tiết hay gọi là vi tầm (*microscopic*), các vận tốc qua từng khoảng hở của các lỗ nhỏ sẽ không bằng nhau và thực tế không thể đo được giá trị của chúng. Do vậy, giá trị J_w trong phương trình (4.11), còn gọi là dòng Darcy hoặc vận tốc Darcy có thể hiểu ở một khái niệm trên một quy mô rộng, gọi là vĩ tầm (*macroscopic*), như là vận tốc biểu kiến của dòng chảy đi qua một mặt cắt ngang. Trên quan điểm vĩ tầm, một khối thể tích đại diện (*representative element volume* - REV) mang tính đồng nhất sẽ có một vận tốc trung bình như minh họa ở hình 4.2.



Hình 4.2. Khái niệm vi tầm và vĩ tầm trong chảy ngầm (Freeze và Cherry, 1979)

Vận tốc trung bình hiệu dụng hoặc vận tốc qua khe rỗng V_{pore} có thể viết như sau:

$$V_{\text{pore}} = \frac{Q}{A_e} = \frac{Q}{n \cdot A} = \frac{J_w}{n} \quad (4.13)$$

trong đó n là độ rỗng hiệu dụng, là độ rỗng có thể cho dòng chất lưu đi qua được. Giá trị n đại diện cho tỉ số thể tích nước có thể tiêu thoát được bằng trọng lực trên tổng thể tích môi trường xốp bão hòa.

Có thể có một số dòng chảy mang chất ô nhiễm vi tầm có vận tốc nhanh hơn V_{pore} , do đường dẫn thực tế dài hơn đường dẫn tuyến tính hóa tương ứng với vận tốc V_{pore} (Freeze và Cherry, 1979). Hệ quả từ sự phân bố xác suất của vận tốc vi tầm, một số phân tử chất ô nhiễm di chuyển nhanh hơn và một số thì chậm hơn giá trị V_{pore} . Trong bài toán chuyển vận chất ô nhiễm, V_{pore} được tham chiếu như là một giá trị vận tốc hiệu dụng.

4.2.7. Dòng ưu thế

Dòng ưu thế (*preferential flow*), còn gọi là đường vòng tránh (*bypass flow*), là đường dòng có tốc độ nhanh hơn rõ rệt so với dòng chảy đi qua một nền đất. Dòng ưu thế có trong hiện trường có thể do nhiều yếu tố khác nhau và khó để quan sát thực tế (Wang *et al.*, 1998). Dòng ưu thế theo phương ngang có thể do 2 kiểu dòng chảy: dòng chảy vĩ tầm và dòng chảy rãnh (Jury và Horton, 2004).

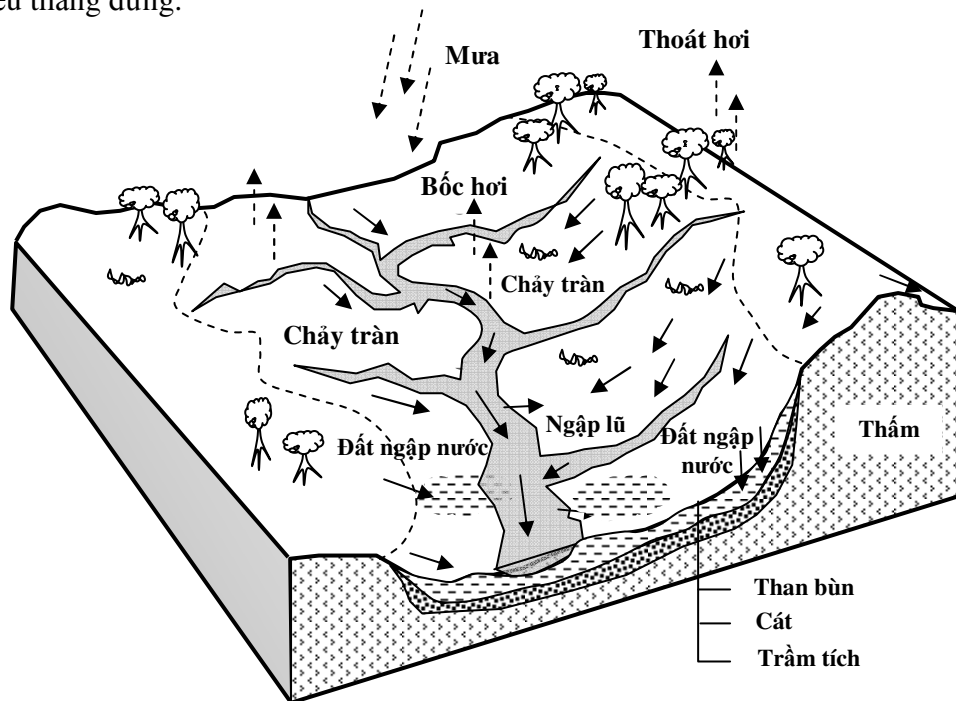
Dòng chảy vĩ tầm mô tả chuyển động lớn hơn của nước trong cơ cấu đất do các khe nứt, rãnh rễ cây hoặc các hang lỗ do loài vật gây ra (White, 1985). Nước chảy nhanh qua các lỗ lớn mà không bị hấp thụ vào các lỗ nhỏ hơn trong nền đất. Dòng chảy rãnh xảy ra khi

có một sự biến đổi về không gian các đặc trưng thủy lực và lớp cấu trúc các hạt thô (Kung, 1990). Thông thường nhiều tiến trình nói trên cùng hoặc tương tác lẫn nhau gây nên dòng chảy rãnh. Một hàm ý quan trọng của dòng chảy rãnh là sự chuyển động tăng tốc các chất hòa tan (van Genuchten, 1999).

4.3. THỦY VĂN NƯỚC NGẦM

4.3.1. Tiến trình thủy văn nước ngầm

Hình 4.3 minh họa một phần lưu vực mà trong đó dòng chảy ngầm được cung cấp chủ yếu từ dòng chảy mặt qua một khu đất ngập nước từ nguồn đến cuối dòng chảy. Nước mưa từ trên trời rơi xuống đất và chảy tràn theo sườn dốc và thấm xuống đất gần như theo chiều thẳng đứng.



Hình 4.3. Tiến trình thủy văn xảy ra ở một vùng đất ngập nước

Dòng chảy ngầm tuân theo sự kiểm soát của sự chênh lệch thủy lực giữa khu đất cao và vùng trũng của khu đất ngập nước. Sự khác biệt về cột áp tạo nên các đường dòng trong khu đất ngập nước. Phương trình cân bằng nước trong một khu vực có thể biểu hiện bằng phương trình vi phân cho khối lượng nước theo hàm thời gian như sau:

$$\frac{dV}{dt} = \sum Q_i + Q_{gw} - \sum Q_o - Q_{seep} + IA - EA \quad (4-14)$$

trong đó:

- Q - Lưu lượng dòng chảy (m³/ngày)
- I - Lượng mưa rơi (m/ngày)
- A - Diện tích mặt khu vực (m²)

- E - Lượng bốc hơi mặt thoáng (m/ngày)
 dV/dt - Sự thay đổi lượng nước trữ theo thời gian ($m^3/ngày$)
 i, gw, o, seep - Các chỉ số dưới tương ứng để thể hiện lượng chảy vào (inflow), dòng nước ngầm (groundwater), lượng chảy ra (outflow) và lượng thấm ngang (seepage).

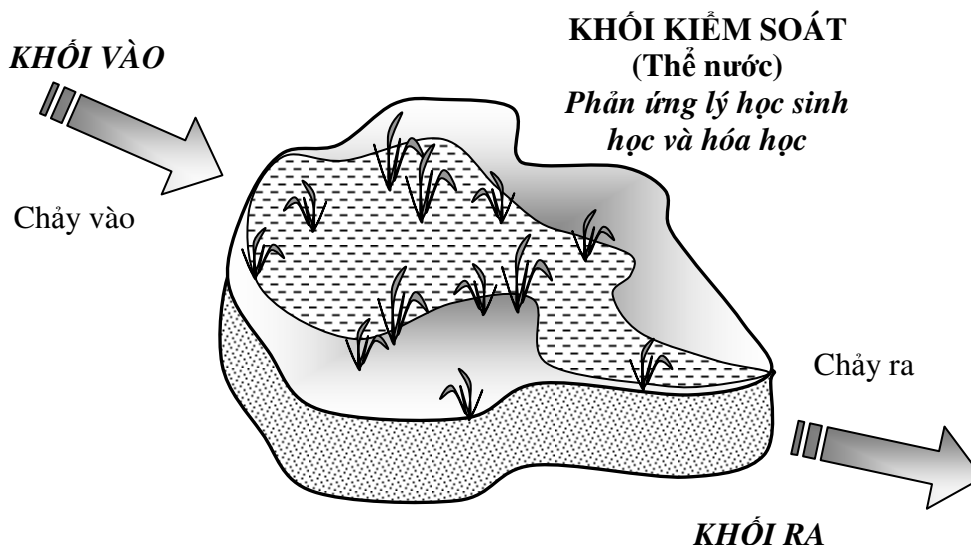
4.3.2. Mô hình khái quát cân bằng khối

Trong một vùng đất ngập nước có canh tác nông nghiệp có sử dụng phân bón và thuốc trừ sâu, vĩa nước ngầm phía dưới và lớp nước trữ trong vùng chứa nhiều thành phần ô nhiễm như nitrit, chất dinh dưỡng và các loại hóa chất diệt sâu bệnh. Các chất ô nhiễm này là một phần của tiến trình sinh - địa - hóa xảy ra đối với khu đất ngập nước như nitrite hóa, khử nitrite hóa, hấp thụ, thực vật hấp thụ,... Quá trình di chuyển này qua một khu đất ngập nước với sự hiện diện của các loài thực vật có thể làm sự ô nhiễm giảm bớt.

Khi một khối lượng nước di chuyển qua một vùng biên của khu đất ngập nước, chúng ta có thể thiết lập mô hình cân bằng khối liên quan đến sự thay đổi chất lượng nước qua quá trình biến đổi vật lý, sinh học và phản ứng hóa học. Phương trình cân bằng khối tổng quát (Schnoor, 1996):

$$\text{Lũy tích trong thể tích khối nước kiểm soát} = \underbrace{\text{Khối vào} - \text{Khối ra}}_{\text{Chuyển động}} \pm \text{Phản ứng} \quad (4-15)$$

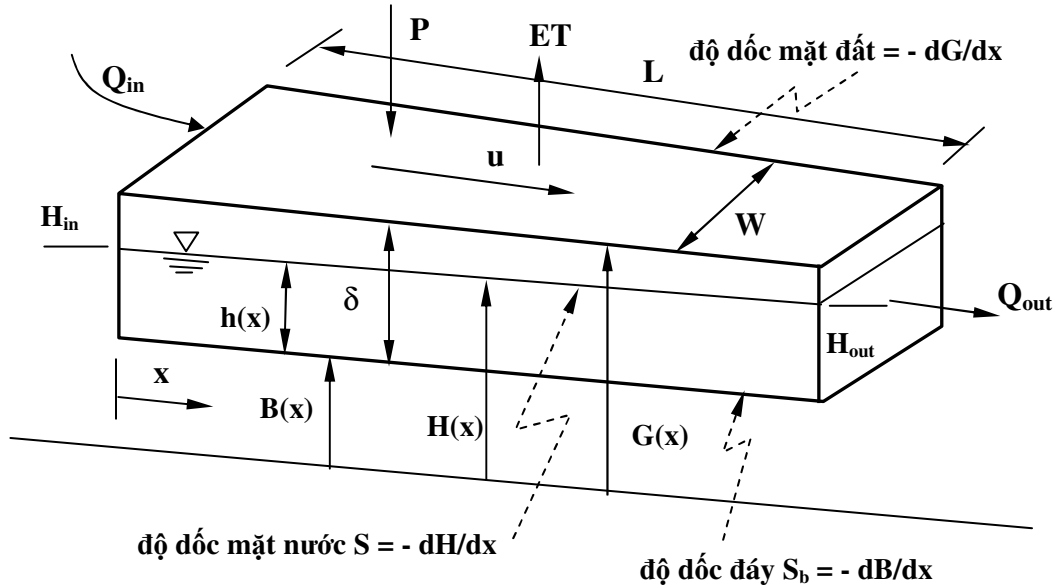
Mô hình khái quát hóa sự cân bằng này được minh họa theo hình 4.4 sau:



Hình 4.4. Cách tiếp cận tổng quát cho mô hình cân bằng khối với khái niệm thể tích khối nước kiểm soát và sự chuyển động qua biên

4.3.3. Phương trình dòng chảy ngầm theo phương ngang

Xét một khối chữ nhật nằm song song với phương dòng chảy mô tả sự chuyển dịch của nước qua một khu đất ngập nước kiến tạo theo kiểu dòng chảy ngầm phương ngang tại tất cả vị trí như hình 4.5. Trong trường hợp này giả thiết là mực nước ngầm được kiểm soát dưới mặt đất và hiện diện trong vùng phát triển của rễ cây.



Hình 4.5. Các thành phần thủy lực trong khối chữ nhật đất ngập nước. Vận tốc thực của nước là $v = u / \epsilon$ (Kadlec và Knight 1996)

Cao độ của mặt đất so với mặt chuẩn G là:

$$G = B + \delta \quad (4-16)$$

trong đó B - Cao độ của mặt đáy so với mặt chuẩn (m);
 δ - Chiều dày của lớp đất nền xem xét (m)

Không gian đầu f được định nghĩa là khoảng cách từ mặt đất xuống đến mặt nước:

$$f = \delta - h \quad (4-17)$$

Tổng quát, các biến số h , H , G , δ , f và B đều là biến độ lập từ nơi vào của nền đất xem xét. Quan hệ đơn giản nhất giữa lực ma sát dòng chảy thể hiện sự tương ứng giữa vận tốc bề mặt với độ dốc của lớp nước mặt theo định luật Darcy:

$$u = -k_s \frac{dH}{dx} \quad (4-18)$$

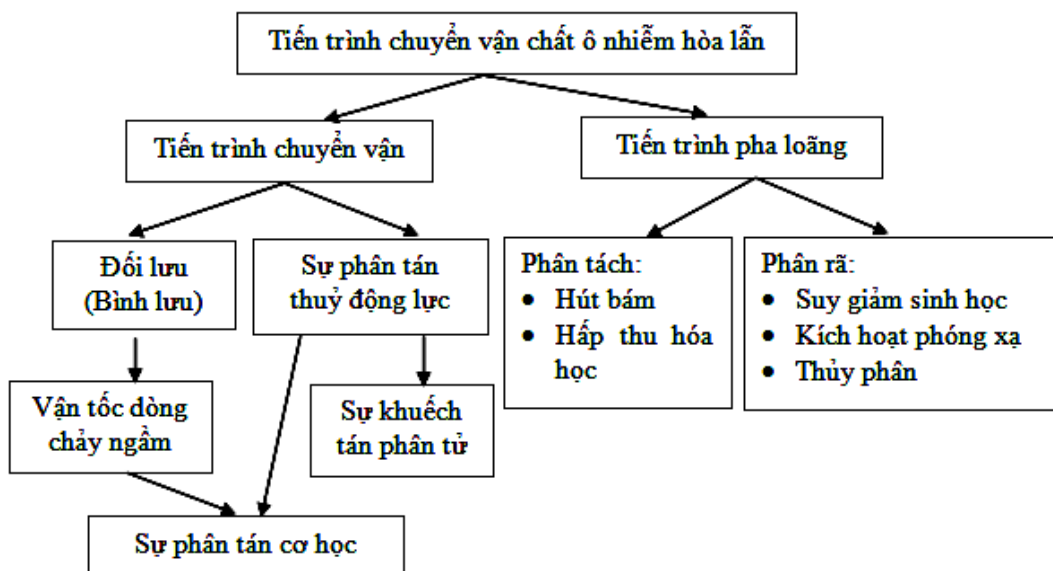
trong đó H - Độ sâu của lớp nước (m);
 k_s - Độ dẫn thủy lực bão hòa theo phương x (m/ngày)

Dấu trừ trong phương trình Darcy trên là do dòng chảy di chuyển từ nơi cột áp lớn đến nơi có cột áp thấp (tạo ra gradient thủy lực âm).

4.4. LÝ THUYẾT CỦA TIẾN TRÌNH CHUYỂN VẬN CHẤT Ô NHIỄM

Một dung dịch chất lỏng mà các phân tử của nó có thể hòa tan và trộn lẫn với một dung dịch khác được gọi là dung dịch hòa lẫn. Khi hai hoặc nhiều dung dịch hòa lẫn chảy vào môi trường xốp như đất cát sẽ tạo ra hiện tượng gọi là sự thay thế hòa lẫn (*miscible displacements*). Sự thay thế hòa lẫn được định nghĩa là “một điều kiện vật lý giữa hai hoặc nhiều chất lưu mà chúng sẽ hòa tan và trộn lẫn tất cả các thành phần mà không tồn tại một mặt giao tiếp nào cả” (Holm, 1986). Ví dụ như khi có một dung dịch nước thải có hàm lượng muối cao nào đó đổ vào một khu đất ngập nước, các phân tử muối sẽ hòa lẫn với các thành phần hữu cơ và vô cơ khác có sẵn trong môi trường nước của đất làm cho nồng độ của nó nhạt đi. Dung dịch nước thải chứa muối và dung dịch nước trong đất hoàn toàn không có mặt phân cách. Ví dụ này khác hẳn trường hợp một chất lỏng như dầu nhớt khi đổ vào nước, giữa hai chất lỏng này không thể hòa tan với nhau được mà giữa chúng có những mặt giao tiếp, phân cách giữa các phân tử chất lỏng một cách rõ rệt. Do không tồn tại mặt phân cách nên không có ứng suất bề mặt, do vậy các phân tử chất lưu hòa tan lẫn nhau. Sự thay thế trộn lẫn trong môi trường xốp được xem như sự phân tán thủy động lực học trong thủy văn nước ngầm như những tiến trình chuyển vận chất ô nhiễm trong tầng chứa nước liên quan đến lĩnh vực chuyên ngành kỹ thuật hóa môi trường.

Cơ chế chính điều hành sự chuyển vận trong môi trường xốp chính là sự đối lưu (hoặc bình lưu), khuếch tán và phân tán cơ học (Cherry và Freeze, 1979). Ngoài ra, tiến trình phân tách và tiến trình phân rã cũng ảnh hưởng đến cơ chế chuyển vận. Tiến trình chuyển vận chất ô nhiễm hòa lẫn có thể phân biệt một cách chi tiết như hình 4.6.



Hình 4.6. Phân biệt chi tiết các tiến trình vận chuyển chất ô nhiễm

4.4.1. Chuyển vận do đối lưu

Một dung dịch có nồng độ chất hòa tan C khi đi vào một chất lỏng khác có thể là chuyển động theo phương đứng (đối lưu) hoặc theo phương ngang (bình lưu) theo vận tốc trung bình của khối chất lỏng. Thông lượng khối của dung dịch chuyển vận do đối lưu (V_{con}) được tính theo công thức:

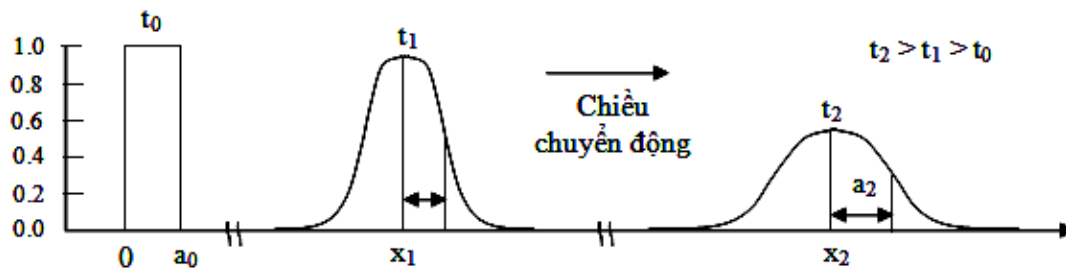
$$V_{con} = J_w \cdot C \quad (\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}) \quad (4.19)$$

trong đó: J_w vận tốc tính theo công thức Darcy (m/s); và
 C là nồng độ của dung dịch (kg/m^3).

4.4.2. Chuyển vận do sự phân tán thủy động lực học

Hiện tượng dung dịch trải rộng và chiếm lĩnh phần gia tăng liên tục không gian dòng chảy trong môi trường xốp được gọi là sự phân tán thủy động lực học. Nó gây nên sự pha loãng của dung dịch. Sự phân tán thủy động lực học xảy ra bởi hai tiến trình khác nhau: sự phân tán cơ học (còn gọi sự phân tán thủy lực) và sự khuếch tán phân tử. Sự phân tán thủy lực tạo nên sự trải rộng một chất lưu vết do sự thay đổi vận tốc vi tầm trong các lỗ rỗng riêng rẽ. Sự khuếch tán phân tử là sự dịch chuyển khối hóa chất do sự chuyển động tự do ngẫu nhiên gây ra và sẽ được trình bày chi tiết ở mục 4.4.4.

Hai tiến trình này khác nhau về tự nhiên nhưng thực tế chúng là tổng thể không tách rời nhau được do cả hai đều xảy ra đồng thời và tương tự. Tiến trình phân tán thủy động lực học được minh họa ở hình 4.7.

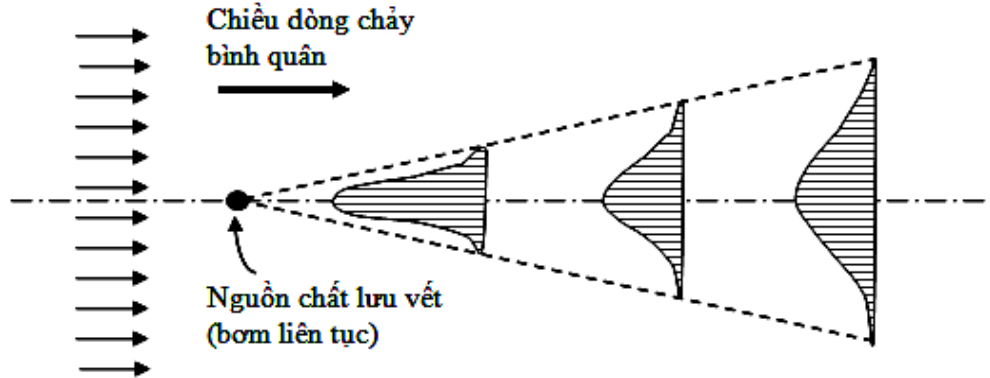


Hình 4.7. Sự trải rộng một vết dung dịch theo thời gian do sự đối lưu và phân tán (Fetter, 1999)

4.4.3. Chuyển vận do sự phân tán cơ học

Sự phân tán cơ học được định nghĩa như là tiến trình mà ở đó các dung dịch bị trộn lẫn một cách cơ học bởi sự thay đổi vận tốc ở mức vi tầm và sự phân tán động học trong lúc dịch chuyển. Nếu một chất lưu vết có thể pha trộn được bỏ vào một môi trường xốp đặt trong một dòng chảy khác, hình ảnh chuyển tiếp của nó sẽ phát triển rất rõ rệt. Sự phân tán cơ học xảy ra bởi vì sự thay đổi dòng chảy theo phương và chiều trong các lỗ rỗng của đất như là một hệ quả của đường cong khúc khuỷu của các cấu trúc rỗng phức tạp (Perfect và Sukop, 2001). Hiện tượng phân tán trong một môi trường hình ống đồng nhất đã được Daniel thể hiện năm 1962. Bơm liên tục nước có pha muối như một chất

lưu vết ở nồng độ thấp vào dòng chảy, chất lưu vết sẽ bắt đầu chiếm lĩnh không gian vùng nước nguyên thủy và hình thành một đường cong xuyên tuyến trong vùng chuyển tiếp. Các đường cong xuyên tuyến (Breakthrough curves - BTCs) có thể trình bày (Hình 4.8) như là sự thay đổi nồng độ giữa các chất lỏng theo thời gian và một xu thế hướng đến một thành phần hóa học chất lưu vết đồng đều.



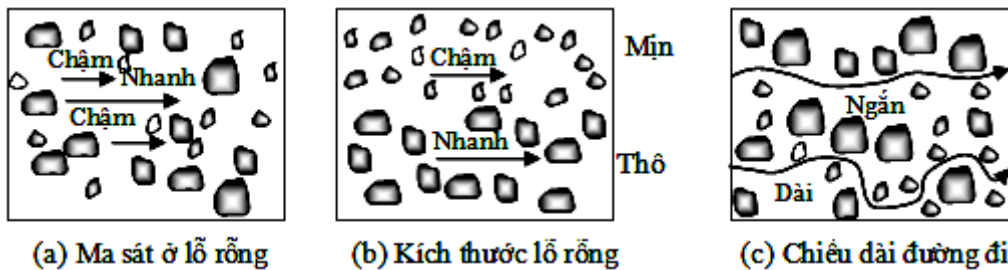
Hình 4.8. Sự thay đổi nồng độ chất lưu vết như một tiến trình pha loãng gây nên bởi sự phân tán cơ học trong môi trường xốp hình ống đồng nhất

Một hình thể đường cong xuyên tuyến là biểu hiện một quan hệ giữa sự phân bố tương đối chất lưu vết ε và thời gian t , hoặc thể tích ở đầu ra U :

$$\varepsilon(U) = \frac{C(t) - C_0}{C_t - C_0} \quad (4.20)$$

trong đó C_0 là nồng độ chất lưu vết ở thời điểm ban đầu $t = 0$, C_t là nồng độ chất lưu vết của dòng nước thay thế đo được ở thời điểm t , $C(t)$ là nồng độ chất lưu vết tại cuối cột dòng chảy trong sự hình thành đồ thị.

Sự phân tán sẽ xảy ra do sự dị tính trong các kích thước thành phần hạt và kích thước lỗ rỗng trong đất. Trong môi trường xốp, sự phân tán cơ học là sự hòa lẫn các chất ô nhiễm tạo nên từ sự chuyển vận ngang qua các cấu trúc rỗng phức tạp (Greenkorn, 1983). Có 3 cơ chế để giải thích sự phân tán cơ học, như tất cả đều ở tính chất sự thay đổi hình học của lỗ rỗng (Hình 4.9).



Hình 4.9. Các cơ chế của sự phân tán cơ học (Miller và Hogan, 1997)

Cơ chế đầu tiên là sự ma sát. Vận tốc các phần tử thay đổi khi đi qua các phần rỗng do lực ma sát giữa chất lỏng và thành nhám của lỗ. Các phần tử chất lỏng di chuyển nhanh dọc theo trục dòng chảy hơn là sát thành nhám của lỗ (Hình 4.9a). Cơ chế thứ hai là sự phân bố khác nhau về kích thước lỗ rỗng. Điều này gây nên vận tốc trung bình khác nhau trong một khối nước ở các đường dòng lỗ riêng rẽ. Các phần tử nước trong môi trường hạt thô sẽ di chuyển nhanh hơn ở môi trường cát mịn (Hình 4.9b). Cơ chế thứ ba là tính uốn cong (*tortuosity*) và bề nhánh của các kênh rỗng. Một số phần tử chất lỏng di chuyển theo một tuyến đường dài hơn các nơi khác (Hình 4.9c).

Do cấu trúc của nền xốp gây nên các đường dòng chất lưu khác nhau di chuyển thay đổi khác nhau ngẫu nhiên theo chiều dài và sự uốn khúc mà có sự phân tán theo phương dài và sự phân tán theo phương ngang. Sự phân tán theo phương dài là sự mở rộng của dung dịch xảy ra song song với chiều chính của dòng chảy qua lỗ rỗng. Sự phân tán theo phương ngang xảy ra khi sự mở rộng theo chiều thẳng góc với dòng chảy. Sự phân tán là tiến trình pha trộn cả hai hiện tượng phân tán mang tính vật lý của phương dài và phương ngang, tuy nhiên theo thông thường, sự phân tán theo phương dài thì mạnh hơn nhiều theo phương ngang dẫn theo sự mở rộng chất dung dịch theo hướng dòng chảy và gây giảm thiểu nồng độ.

Hệ số phân tán cơ học D_{disp} (m^2/s) được định nghĩa một cách đơn giản giống như hệ số khuếch tán:

$$J_{\text{disp}} = -D_{\text{disp}} \frac{dC}{dx} \quad (4.21)$$

trong đó, J_{disp} là dòng khối phân tán cơ học, ($\text{kg}/\text{m}^2.\text{s}$); $\frac{dC}{dx}$ là gradient nồng độ với C (kg/m^3 hoặc mg/L) là nồng độ dung dịch.

Hệ số phân tán cơ học xác định theo:

$$D_{\text{disp}} = \lambda_{\text{disp}} V_{\text{pore}} \quad (4.22)$$

trong đó λ_{disp} (m) là độ phân tán của môi trường xốp, tùy thuộc vào tỉ lệ của lưu lượng dòng chảy và nồng độ trung bình của dung dịch. Giá trị tiêu biểu của λ_{disp} trong khoảng từ 0.5 đến 2.0 cm trong các cột cát kín ở điều kiện thí nghiệm (Fried, 1975; Gelhar *et al.*, 1985). V_{pore} là vận tốc lỗ rỗng tuyến tính trung bình theo chiều dòng chảy.

Hệ số phân tán cơ học D_{disp} (m^2/s) viết theo 2 phương dòng chảy (x và y) như sau:

$$\begin{aligned} D_{\text{disp},x} &= \lambda_{\text{disp},L} V_{\text{pore},x} \\ D_{\text{disp},y} &= \lambda_{\text{disp},T} V_{\text{pore},y} \end{aligned} \quad (4.23)$$

trong đó $\lambda_{\text{disp},L}$ và $\lambda_{\text{disp},T}$ tương ứng là độ phân tán theo phương dài và phương ngang của môi trường. $V_{\text{pore},x}$, $V_{\text{pore},y}$ là vận tốc trung bình dọc theo phương x và phương y .

Hệ số phân tán thủy động lực học D_h (m^2/s) là sự kết hợp giữa hệ số phân tán D_{disp} và hệ số khuếch tán hữu dụng D_e như sau:

$$D_h = D_{disp} + D_e = \lambda_{disp} V_{pore} + D_e \quad (4.24)$$

D_e (m^2/s) là tích số của hệ số uốn cong và hệ số khuếch tán. D_e sẽ được thảo luận chi tiết ở mục (4.4.4).

Cả hai sự phân tán cơ học và khuếch tán phân tử đều gây nên sự trải rộng về phân bố nồng độ của chất lưu vết qua vật liệu xốp. Ở vận tốc thấp, sự khuếch tán lớn hơn sự phân tán, $D_e \gg D_{disp}$, như là sự phân bố chính cho sự phân tán thủy động lực học. Do vậy, hệ số phân tán thủy động lực học gần bằng hệ số khuếch tán hữu dụng, $D_h = D_e$. Tại vận tốc dòng chảy cao, cơ chế trộn lẫn là ưu thế trong tiến trình phân tán và sự khuếch tán xem như bỏ qua, $D_h = D_{disp}$. Độ phân tán lớn hơn của môi trường tạo nên sự pha trộn mạnh hơn mặt ngoài của dung dịch (Cherry và Freeze, 1979; Jury và Horton, 2004).

4.4.4. Chuyển vận do sự khuếch tán phân tử

Sự khuếch tán có thể được hiểu như sự chuyển động gieo rải của dung dịch từ một vùng diện tích có nồng độ cao sang một vùng diện tích có nồng độ thấp qua môi trường xốp do ảnh hưởng của chuyển động phân tử ngẫu nhiên. Hiện tượng khuếch tán có thể xảy ra khi chất lỏng chuyển dịch hoặc ngay cả khi đứng yên. Mặc dầu các phân tử dịch chuyển theo mọi phương trong không gian, mật độ gieo rắc trong một phương thì không như nhau, tùy theo cường độ và chiều của gradient nồng độ của loại hóa chất. Tiến trình khuếch tán thường ở dạng tự khuếch tán, khuếch tán phân tử hoặc khuếch tán ion. Lực sinh ra do sự khuếch tán là gradient nồng độ.

Định luật thứ nhất về chuyển động của Fick được dùng trong sự khuếch tán ở trạng thái ổn định, đó là khi nồng độ bên trong khối khuếch tán không đổi theo thời gian. Theo phương x , lưu khối khuếch tán J_{diff} được thể hiện ở dạng khối dung dịch trên mỗi đơn vị diện tích cho mỗi đơn vị thời gian:

$$J_{diff} = -D_{diff} \frac{dC}{dx} \quad (kg/m^2.s) \quad (4.25)$$

trong đó D_{diff} (m^2/s) là hệ số khuếch tán trong khối nước của một chất dung dịch nào đó; D_{diff} có tỉ lệ thuận với vận tốc của các phân tử khuếch tán. D_{diff} tùy thuộc vào nhiệt độ, độ nhớt của chất lỏng và kích thước của phân tử hạt. C (kg/m^3) là nồng độ dung dịch và dC/dx là gradient nồng độ có giá trị âm theo phương khuếch tán.

Trong môi trường xốp, hệ số khuếch tán biểu kiến D_{diff} là nhỏ hơn rất nhiều trong khối nước bởi vì dung dịch đi theo con đường khuếch tán dài hơn do sự hiện diện của các phân tử hạt trong nền rắn và do sự hấp thụ của hạt rắn. Hệ số khuếch tán hữu dụng cho các hình thái phi hấp thụ trong môi trường xốp, D_e (m^2/s), thể hiện bằng quan hệ:

$$D_e = T_r D_{diff} \quad (4.26)$$

trong đó T_τ là hệ số uốn khúc không thứ nguyên, giá trị của nó tính theo khoảng cách chuyển vận gia tăng và các con đường ngoằn ngoèo qua thực nghiệm bởi sự khuếch tán dung dịch qua môi trường xốp. Hệ số uốn khúc không thứ nguyên T_τ được định nghĩa như sau:

$$T_\tau = \left(\frac{L}{L_e} \right)^2 \quad (4.27)$$

trong đó L là khoảng cách vĩ tầm theo đường thẳng giữa hai điểm định theo đường dòng chảy, và L_e là khoảng cách chuyển vận hữu dụng thực tế theo vĩ tầm giữa hai điểm xem xét. L_e luôn luôn dài hơn L , như thế T_τ luôn nhỏ hơn 1. Trong điều kiện phòng thí nghiệm, giá trị tiêu biểu của T_τ thường được đo được trong khoảng 0.01 đến 0.67 (Freeze và Cherry, 1979; Shackelford và Daniel, 1991). Theo van Genuchten và Wierenga (1986), giá trị của T_τ nằm trong khoảng từ 0.3 đến 0.7 cho hầu hết các loại đất.

Lưu khối phân tán thủy động lực học J_{hd} ($\text{kg/m}^2.\text{s}$), là tổng số lưu khối phân tán cơ học và lưu khối khuếch tán:

$$J_{hd} = J_{disp} + J_{diff} = -(D_{disp} + D_e) \frac{\partial C}{\partial t} = -D_h \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4.28)$$

Theo định luật thứ nhất của Fick và phương trình liên tục, ta có thể viết phương trình vi phân quan hệ giữa nồng độ của một chất đang khuếch tán theo không gian và thời gian. Phương trình thể hiện theo một phương này được biết như định luật thứ hai của Fick:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (4.29)$$

4.5. CƠ CHẾ LOẠI BỎ CHẤT RẮN LƠ LỪNG

Chất rắn lơ lửng trong nước thường bao gồm các loại chất ô nhiễm như rác vụn, bùn cát, các chất dinh dưỡng, các kim loại nặng và các phức chất hữu cơ. Chất rắn trong nước thải bao gồm các chất rắn lơ lửng, chất rắn có khả năng lắng, các hạt keo và chất rắn hòa tan. Thông thường người ta dùng thông số tổng chất rắn lơ lửng (*Total Suspended Solids* – TSS) để biểu thị nồng độ. TSS trong nước thải là trọng lượng phần rắn giữ lại sau khi lọc nước thải qua giấy lọc (có đường kính lọc $0,45 \mu\text{m}$) và cho bay hơi hoàn toàn ở nhiệt độ $103 - 105^\circ\text{C}$. Các chất bay hơi ở nhiệt độ này không được coi là chất rắn. TSS được biểu thị bằng đơn vị mg/L . Đôi khi, thông số độ đục (*turbidity*) từ nước thải sinh hoạt được dùng để thay thế thành phần tổng chất rắn lơ lửng. Độ đục của nước chủ yếu do sự hiện diện của các phần tử lơ lửng, tuy nhiên một số nước thải như nước thải nhà máy nhuộm vải có thể có độ đục cao nhưng tổng số chất rắn lơ lửng nhỏ.

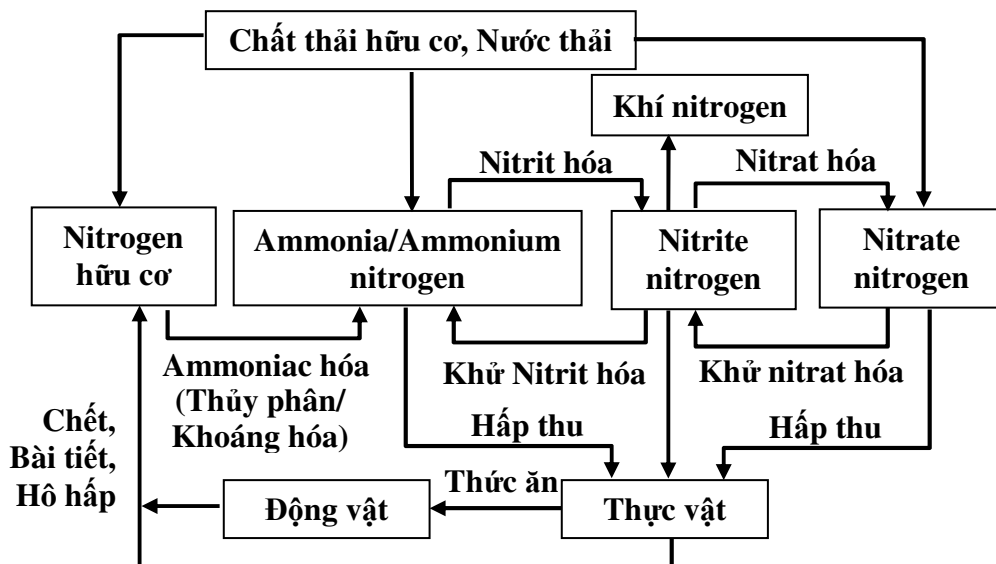
Đất ngập nước có khả năng rất cao trong việc loại bỏ một cách hiệu quả chất rắn lơ lửng khi dòng nước thải đi qua vùng nước mặt của khu đất ngập nước kiến tạo chảy mặt hoặc vùng đất nền của khu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm theo phương nằm ngang hoặc phương đứng. Cơ chế loại bỏ chất rắn lơ lửng là sự trầm tích (*sedimentation*), lọc

(filtration) và hấp thụ (absorption) (Tchobanoglous và Eliassen 1970). Trường hợp khối tải chất ô nhiễm kết với chất dạng hạt thô (như cát mịn) thì sự lắng tụ vật lý sẽ diễn ra nhanh hơn làm tăng hiệu quả loại bỏ TSS trong nước thải.

Tác lực mặt ngoài có tác dụng làm giảm thành phần chất rắn lơ lửng bao gồm lực hấp dẫn van der Waals và lực tích điện làm cho các phân tử hút vào nhau hoặc đẩy nhau ra tùy theo diện tích tích điện, kích thước hạt so với kích thước lỗ rỗng của môi trường xốp bên trong lớp đất nền mà nó tiếp xúc.

4.6. CƠ CHẾ LOẠI BỎ NITROGEN

Nồng độ nitrogen là chỉ tiêu quan trọng trong xử lý nước thải. Nitrogen chủ yếu hiện diện trong vùng đất ngập nước bao gồm nitrogen hữu cơ, ammonia, ammonium, nitrite, nitrate, và khí nitrogen. Các dạng vô cơ cũng là các yếu tố cần thiết cho sự tăng trưởng của cây trồng trong hệ sinh thái nước ngập, nếu lượng nitrogen ít thì sẽ hạn chế hoặc kiểm soát sự phát triển của sinh khối. Tổng lượng nitrogen (TN) thường dùng để gộp tất cả các dạng nitrogen. Sự biến đổi nitrogen là một phần của chu trình nitrogen (Hình 4.10). Việc loại bỏ nitrogen khỏi nước rất quan trọng bởi vì độc chất amonia cao có thể làm chết cá. Nếu liều lượng nitrate vượt quá mức cho phép có thể gây ra chứng rối loạn máu của trẻ con, làm giảm khả năng chuyển vận oxygen trong máu.



Hình 4.10. Chu trình nitrogen

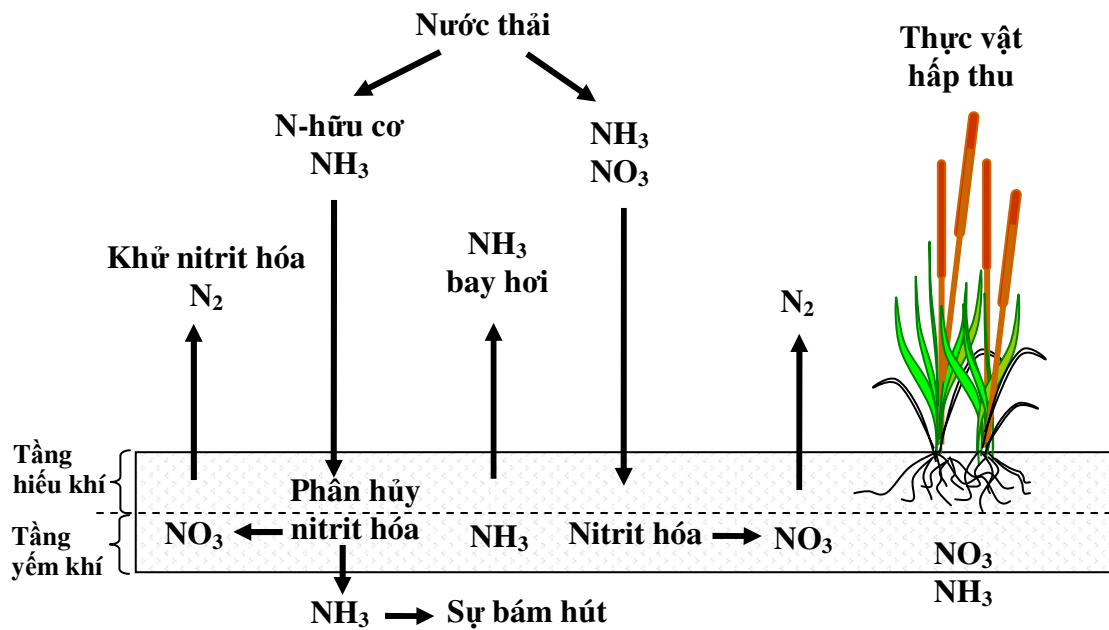
Nitrogen hữu cơ có nguồn gốc từ nước thải hoặc do sự đào thải từ sinh vật chuyển hóa thành nitrogen ammonia (NH_3) qua quá trình thủy phân hóa sinh học hoặc còn gọi là khoáng hóa nitrogen. Quá trình này có thể ở thể hiếu khí hoặc yếm khí và đôi khi được gọi là ammoniac hóa. Trong điều kiện đất ngập nước, ammonia chuyển thành ion ammonium (NH_4^+) theo phản ứng sau (Mitsch và Gosselink, 2000):



Sau khi hình thành, ion ammonium có thể được cây trồng hoặc tảo hấp thụ và biến ngược lại thành chất hữu cơ. Ion ammonium có thể bị giữ lại do lực hút tĩnh điện trên bề mặt các hạt đất mang điện tích âm. Lúc đó, ion ammonium có thể bị giữ bởi sự yếm khí của khu đất ngập nước. Dưới điều kiện này, ion ammonium trở nên ổn định và tồn tại chủ yếu ở dạng trầm tích yếm khí tiêu biểu của đất ngập nước (Brock và Madigan, 1991; Patrick và Reddy, 1976).

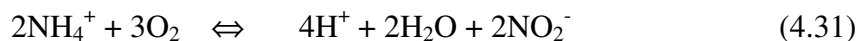
Ammonia nitrogen có thể bị nitrit hóa thành nitrite nitrogen và từ nitrite nitrogen biến thành nitrate nitrogen qua quá trình nitrat hóa. Ammonia, ammonium, nitrite, nitrate là các nitrogen vô cơ, có thể được cây trồng, nấm và vi khuẩn hấp thụ. Tốc độ nitrate hóa có thể bị ảnh hưởng bởi mức oxygen có trong khu đất ngập nước.

Hầu hết đất ngập nước đều có một lớp hiếu khí mỏng trên mặt. Ion ammonium từ lớp trầm tích yếm khí khuếch tán hướng lên lớp mỏng này và biến ngược lại thành nitrite hoặc nitrate hóa (Klopatek, 1978). Sự gia tăng chiều dày lớp hiếu khí tạo nên sự gia tăng nitrite hóa (Patrick và Reddy, 1976). Tiến trình nitrit hóa hình thành bởi sự oxy hóa ammonium từ chất trầm tích thành nitrite (NO_2^-), rồi nitrite tiếp tục bị oxy hóa thành nitrate (NO_3^-). Quá trình loại bỏ N này có sự tham gia của vi sinh vật hiếu khí và có thể minh họa như hình 4.11.



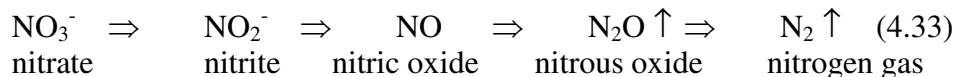
Hình 4.11. Cơ chế loại bỏ nitrogen trong đất ngập nước (Metcalf và Eddy, 1991)

Phản ứng nitrite và nitrate hóa xảy ra như sau (Davies và Hart, 1990):



Hai loại vi khuẩn cần cho sự oxy hóa ammonium thành nitrate là: *Nitrosomonas* sp. cho phản ứng oxy hóa từ ammonium thành nitrite ở phương trình (4.31) và *Nitrobacter* sp. cho phản ứng oxy hóa từ nitrite thành nitrate ở phương trình (4.32).

Trong điều kiện yếm khí mạnh, sự khử nitrate xảy ra theo tuần tự sau (Wetzel, 1983):



Tiến trình trên có sự tham gia của vi sinh vật yếm khí như *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Paracoccus*, *Alcaligenes*, ...

Sự khử nitrate xảy ra trong vùng hẹp của lớp trầm tích bên dưới mặt giao tiếp của lớp đất yếm khí – hiếu khí. Ở cuối quá trình, hai loại khí nitrous oxide và khí nitrogen trở nên vô hại và thoát vào không khí.

4.7. CƠ CHẾ LOẠI BỎ PHOSPHORUS

Phosphorus hiện diện trong tự nhiên ở cả hai dạng hữu cơ và vô cơ. Trong đất ngập nước tự nhiên, sự tiếp nhận chất thải giàu phosphorus có thể tạo nên hiện tượng bùng nổ các loại tảo trong môi trường nước, còn gọi là hiện tượng tảo nở hoa (*algae bloom*). Do phosphorus không có thành phần khí nên chu trình phosphorus được xem là kín. Sự loại bỏ và tích lũy phosphorus từ nước thải xảy ra hoàn toàn trong bản thân đất ngập nước kiến tạo. Theo Mitsch và Gosselink (2000), phosphorus có thể ẩn mình: (1) Trong chất hữu cơ như một phần trong sinh khối sống; (2) Trong kết tụ phosphate không hòa tan với ion sắt, calcium và aluminum trong nền đất ngập nước.

Trong đất ngập nước, các loài thủy sinh thực vật đóng một vai trò quan trọng trong việc loại bỏ phosphorus. Do vậy, việc dọn dẹp sạch các loài thủy sinh thực vật trong ao hồ hay thực vật trong đất ngập nước là một trong những biện pháp loại bỏ phosphorus. Nhiều nghiên cứu đã chứng minh rằng phosphorus có thể bị loại bỏ từ 30 – 60% trong đất ngập nước có trồng các loài cây *Scirpus* sp., *Phragmites* sp. và *Typha* sp. (Billore *et al.*, 1999; Brix, 1997; Reed *et al.*, 1995; US-EPA, 1988). Một số ít phosphorus (dưới 20%) được các loài vi khuẩn, nấm và tảo hấp thụ (Moss 1988). Phần phosphorus còn lại được giữ trong nền đất ngập nước và hệ thống rễ cây theo hai cơ chế: hấp thụ hóa học và kết tụ vật lý giữa các ion phosphate và các ion nhôm, sắt hoặc calcium. Sự kết hợp này hình thành các hợp chất dạng iron-phosphates (Fe-P), aluminum phosphates (Al-P) hoặc calcium phosphates (Ca-P) (Fried và Dean, 1955).

4.8. CƠ CHẾ LOẠI BỎ CÁC MÀM BỆNH

Các mầm bệnh trong nước thải được hiểu là các vật thể sống có thể gây bệnh, có thể kể ra như các loại vi khuẩn, virus, nấm, động vật nguyên sinh, giun sán,... Đất ngập nước có khả năng hữu hiệu trong việc loại bỏ một lượng lớn các mầm bệnh khi cho dòng nước thải chảy qua các lớp lọc (Reed *et al.*, 1995). Tiến trình loại bỏ các mầm bệnh trong đất ngập nước bao gồm sự chết loại tự nhiên, lắng đọng, lọc, bị ion hóa do tia cực tím của ánh sáng mặt trời, không thích ứng với các loại hóa chất trong nước, ảnh hưởng nhiệt, các mầm sống khác tiêu diệt và do nồng độ pH (Kadlec và Knight, 1996). Kadlec

và Knight (1996) còn chỉ ra rằng đất ngập nước có cây trồng tạo nên sự loại bỏ mầm bệnh hữu hiệu hơn do cây trồng cho phép các loại vi sinh phát triển tạo nên các vật ăn các mầm bệnh.

4.9. CƠ CHẾ LOẠI BỎ KIM LOẠI NẶNG

Kim loại nặng trong nước thải có nồng độ trên 5 g/cm^3 là các chất độc cao (Skidmore và Firth, 1983). Các kim loại nặng chủ yếu trong nước thải thường là chì, đồng, kẽm, crôm, thủy ngân, cadmium và asenic. Có 3 tiến trình chính trong đất ngập nước để loại bỏ kim loại nặng là sự kết chặt trong đất tạo ra chất trầm tích; kết tủa giữa các muối không hòa tan và được hấp thu bởi vi khuẩn, tảo và cây trồng (Kadlec và Knight, 1996). Tiến trình này rất hữu hiệu trong đất ngập nước, có thể loại bỏ 99% kim loại nặng (Reed *et al.*, 1995). Đất ngập nước có thể chuyển một phần độc chất từ kim loại nặng, cùng với các phức hợp vi khuẩn, chất vô cơ, chất hữu cơ thành các chất nuôi sinh học. Đất ngập nước được xem là vùng đệm làm giảm nồng độ cho các độc chất ô nhiễm môi trường.

Chương 5: CÁC THÔNG SỐ THIẾT KẾ ĐẤT NGẬP NƯỚC KIẾN TẠO

5.1. TỔNG QUÁT

Sự phát triển nhanh chóng về dân số, kinh tế cũng như đô thị hóa ở Việt Nam làm gia tăng lớn lượng nước thải dân dụng và công nghiệp, dẫn đến nhiều vấn đề về môi trường và sức khỏe công cộng. Việc ứng dụng một hệ thống xử lý nước thải tập trung cho toàn đô thị sẽ bị giới hạn do chi phí đầu tư và vận hành rất cao, đặc biệt đối với các quốc gia đang phát triển. Trong khi đó, việc tiếp cận một hệ thống xử lý nước thải phân tán có thể là một phương thức hữu hiệu để làm sạch nước thải cho các cộng đồng dân cư ở quy mô nhỏ và vừa. Kỹ thuật đất ngập nước dựa vào các tiến trình khả dĩ về xử lý qua đất, lọc qua cát và cây trồng, v.v... cần được phát triển và thực nghiệm tính hiệu quả và kinh tế cho việc ứng dụng ở quy mô một xã, phường hay một khu vực dân cư nào đó.

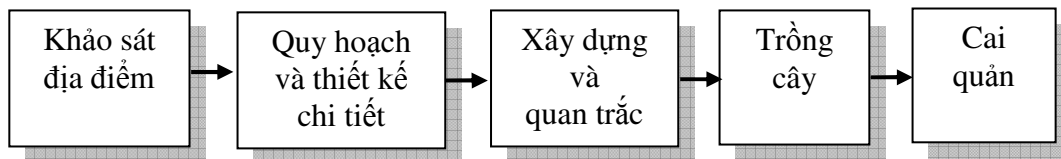
Đất ngập nước được hiểu như một hệ sinh thái nằm trong một thảm thực vật giữa các khu đất cao, nơi nhận các lượng nước dư thừa do lũ, nước thải, hệ thủy sinh, cây trồng. Hiện nay, đất ngập nước được thừa nhận là nơi cung cấp các phẩm vật giá trị về động thực vật hoang dã, là nơi điều tiết lũ, lưu giữ và chuyển vận đạm, các chất ô nhiễm, bổ cập nước ngầm và cho ra các sản phẩm vùng đất ngập nước (Kent, 2001). Một khu đất ngập nước kiến tạo được thiết kế sao cho nó có thể sử dụng các tiến trình tự nhiên có thể có được liên quan đất, cây trồng và cùng với các hoạt động của vi khuẩn nhằm có được một chất lượng đầu ra tốt hơn có thể đáp ứng với tiêu chuẩn xả nước thải ra nguồn. Đất ngập nước kiến tạo phải có những tính chất ưu điểm và cũng đồng thời tránh được các nhược điểm của đất ngập nước tự nhiên (US-EPA 1988). Sử dụng đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm để xử lý nước thải có ưu điểm là tránh được các nguy cơ về sức khỏe công cộng (như hạn chế mùi hôi, không chế muối phát triển). Hơn nữa, lợi ích của đất ngập nước kiến tạo còn phải kể là nơi bảo vệ và tái tạo sự cân bằng tự nhiên giữa đới nước mặt và đới nước ngầm, đồng thời làm gia tăng môi trường sống cho các loài hoang dã.

Ở quy mô cộng đồng, đất ngập nước kiến tạo có thể được thiết kế bên cạnh hệ thống thải bỏ nước thải. Hệ thống đất ngập nước kiến tạo có thể xử lý nước thải từ các bể xí tự hoại thoát qua một bãi lọc hấp phụ qua cát. Ở quy mô liên xóm hoặc cộng đồng nhỏ, đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm phù hợp cho việc xử lý nước thải dân cư nơi mà lượng đạm và bùn cặn là chất ô nhiễm chính (Solano *et al.*, 2003). Ở khu đất ngập nước chảy ngầm, nước thải được kiểm soát sao cho chảy dưới sát mặt đất và đi qua môi trường xốp của rễ cây. Nhờ đó, các vấn đề như mùi hôi, mầm bệnh, sự phơi bày ô uế nơi công cộng sẽ bị giảm thiểu (Yamagiwa, 2007). Vị trí xây dựng một khu đất ngập nước kiến tạo có thể là một khu tiêu nước hoặc một khu trũng ngập nước tự nhiên. Ở các vùng rộng lớn hơn như một vùng công nghiệp tập trung hoặc một khu phức hợp thương mại hay một bãi đổ rác đô thị,... việc thiết kế một hệ thống đất ngập nước đòi hỏi phải có một khảo sát và xem xét toàn diện, trong đó phải có hệ thống tiên xử lý các độc chất ô nhiễm.

5.2. LƯỢC KHẢO THIẾT KẾ ĐẤT NGẬP NƯỚC KIẾN TẠO

Có nhiều tài liệu hướng dẫn các tham khảo kỹ thuật cho việc thiết kế đất ngập nước kiến tạo. Năm 1988, Cục bảo vệ môi trường của Mỹ (US-EPA) đã phê duyệt cho việc xuất bản quyển “Cẩm nang Thiết kế Đất ngập nước Kiến tạo và Hệ thống Cây trồng Thủy sinh cho Xử lý Nước thải Đô thị”. Năm 1992, Mitsch đã đề xuất một thiết kế đơn giản để có một hệ thống đất ngập nước kiến tạo. Ông cho rằng các tiếp cận phức tạp về kỹ thuật rất dễ mang đến thất bại. Hội nghị Pensacola ở Florida, Mỹ đã được tổ chức để tập hợp các báo cáo kinh nghiệm trước nay của các nhà nghiên cứu và thực nghiệm về kỹ thuật đất ngập nước kiến tạo (Moshiri, 1993). Kỳ yếu của hội nghị bao gồm các lý luận, ứng dụng, kỹ thuật và tiến trình của đất ngập nước kiến tạo cho việc cải thiện chất lượng nước. Năm 1997, Chris và Vivian đã cung cấp tập tài liệu Hướng dẫn Xử lý Nước thải từ Nông trại Sản xuất Bơ sữa ở New Zealand bằng Đất ngập nước Kiến tạo. Năm 1999, Cục Bảo vệ môi trường của Mỹ đã ấn hành một tài liệu hướng dẫn khác: “Cẩm nang Xử lý Nước thải Đô thị bằng Đất ngập nước Kiến tạo” (US-EPA 1999). Năm 2000, Cục Tài nguyên Thiên nhiên Queenlands có xuất bản “Hướng dẫn Sử dụng Đất ngập nước Kiến tạo Chảy mặt để Xử lý Nước thải Đô thị” (Merz, 2000). Năm 2002, chính phủ bang Victorian, Úc xuất bản tài liệu Hướng dẫn cho các Kỹ sư Thiết kế Hệ thống Đất ngập nước Kiến tạo (Melbourne Water 2002). Năm 2003, Kadlec đã viết một báo cáo về tác động tiềm năng của thời gian tồn lưu và hằng số tốc độ thải bỏ bậc nhất trong thiết kế đất ngập nước dùng để xử lý nước thải.

Năm 1997, Chris và Vivian đã đưa ra một khái quát gồm 5 bước cho việc khảo sát, quy hoạch, xây dựng, trồng cây và cai quản đất ngập nước kiến tạo như hình 5.1.



Hình 5.1. Năm bước xây dựng khu đất ngập nước kiến tạo (Chris và Vivian, 1997)

Trong quy hoạch và thiết kế chi tiết, các xem xét sau phải được xác định:

- Xác định diện tích đất ngập nước cần thiết và bố trí tuyến;
- Duy trì tỉ số chiều dài trên chiều rộng trong khoảng 4:1 - 6:1 cho khu đất ngập nước chảy mặt và xấp xỉ 2:1 cho chảy ngầm;
- Tối ưu hóa tỉ lệ đất đào và đắp;
- Định đường ống chảy vào và chảy ra và điều chỉnh mức nước trong khu đất ngập nước để dòng nước có thể chảy theo trọng lực (hoặc phải dùng bơm);
- Tạo đường tràn cho trường hợp nước lũ hoặc mưa lớn và điều chỉnh bờ đê cao hơn cao độ ngập lũ;
- Xác định cây trồng thích hợp cho đất ngập nước và mật độ trồng;
- Tạo điều kiện cho cơ giới đi vào để xây dựng và chăm sóc sau này;

- Xem xét khả năng liên kết với các khu đất ngập nước tự nhiên hoặc các điểm đặc trưng cảnh quan khác để nâng cao hiệu quả xử lý toàn bộ;
- Cho phép sự mở rộng trong tương lai;
- Chuẩn bị lịch thi công và dự trù kinh phí.

Có nhiều cách khác nhau để thiết kế đất ngập nước kiến tạo để thỏa các yêu cầu xử lý khác nhau. Có nhiều thành phần và tiểu thành phần cho việc xây dựng một khu đất ngập nước như trình bày ở Bảng 5.1. Nói chung, đất ngập nước kiến tạo có thể xây dựng bất kỳ nơi đâu mà các loại thực vật thân lớn có thể trồng và mọc được. Việc hoạt động quanh năm cũng cần được xem xét trong thiết kế và vận hành. Tại các quốc gia vùng nhiệt đới, việc ứng dụng đất ngập nước kiến tạo thì không bị giới hạn do tình trạng đông đá mùa đông. Khi thiết kế đất ngập nước kiến tạo, cần lưu ý một số điểm:

- Kiểu loại đất ngập nước kiến tạo phải thiết kế;
- Kết cấu đất;
- Loại và khối lượng nước thải phải xử lý;
- Đặc điểm thủy văn; và
- Các loại thực vật có trong khu đất ngập nước.

Bảng 5.1. Thành phần và sản phẩm thiết kế đất ngập nước kiến tạo (John, 1994)

Thành phần	Tiểu thành phần	Sản phẩm
Phân tích thủy văn	<ul style="list-style-type: none"> • Độ dốc và mô hình lưu vực • Cấp nước 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Độ sâu và thời kỳ ngập nước ▪ Thiết kế kênh dẫn
Phân tích đất	<ul style="list-style-type: none"> • Thử nghiệm ngoài đồng • Thử ở phòng thí nghiệm đất 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Tính thấm và cấu trúc ▪ Hóa học
Phân tích thực vật	<ul style="list-style-type: none"> • Mô hình thành công • Thiết kế trồng cây • Kiểm soát cỏ dại 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Danh sách các loài ▪ Kế hoạch trồng cây ▪ Chương trình kiểm soát cỏ dại
Vấn đề văn hóa	<ul style="list-style-type: none"> • Hình thể • Các sử dụng kế bên • Kiểm soát muối • Chất lượng nước 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Cấu hình dự án ▪ Yêu cầu vùng đệm ▪ Chương trình kiểm soát côn trùng ▪ Chương trình kiểm soát chất lượng nước

Một số tác giả đã phát triển cách tiếp cận thiết kế dựa vào mô hình để tìm kích thước tối ưu cho một khu đất ngập nước xử lý nước thải (Steven và George, 1995). Các tác giả này tìm cách liên kết phương trình thủy động lực học cho dòng chảy mặt tự do không ổn định biến đổi dần với phương trình phân rã khuếch tán bình lưu một chiều cho một chất hòa tan bảo toàn. Họ kết luận rằng các tiếp cận bằng mô phỏng có thể đóng góp một cách có ý nghĩa cho việc cải thiện tiến trình ra quyết định trong thiết kế và vận hành đất ngập nước kiến tạo xử lý nước thải.

Đối với thiết kế đất ngập nước kiến tạo chảy mặt, việc xác định công thức tổng quát thường không chính xác do thiếu dữ liệu. Trong trường hợp đơn giản, có thể xác định khoảng thiết kế dựa vào các thực nghiệm theo các nghiên cứu (Crites, 1994; Hammer *et al.*, 1989; Kadlec và Knight, 1996; Reed *et al.*, 1995; Watson và Hobson, 1989), các thông số thiết kế có thể chọn theo bảng 5.2 (Bendoricchio *et al.*, 2000).

Bảng 5.2 Khoảng chọn các giá trị thiết kế cho đất ngập nước kiến tạo chảy mặt

Giá trị	Khoảng chọn
Thời gian tồn lưu (để loại bỏ chất ô nhiễm hòa tan), ngày	5 - 14
Thời gian tồn lưu (để loại bỏ chất ô nhiễm lơ lửng), ngày	0.5 - 3.0
Mức tải BOD ₅ tối đa, kg/ha.ngày	80 - 112
Mức tải thủy lực, m/ngày	0.01 - 0.05
Diện tích khu đất ngập nước kiến tạo, ha/m ³ .ngày	0.002 - 0.014
Hệ số hình dạng, dài: rộng	2:1 - 10:1
Chiều sâu lớp nước, trong điều kiện bình thường, m	0.1 - 0.5
Độ dốc đáy, %	0.0 - 0.5

5.3. CÁC TIẾP CẬN THIẾT KẾ ĐẤT NGẬP NƯỚC KIẾN TẠO

Nhiều nghiên cứu về đất ngập nước kiến tạo đã định danh các thông số quan trọng ảnh hưởng cho hệ thống xử lý nước thải dân dụng. Các thông số ô nhiễm trong nước thải thường dùng nhất là BOD, COD, TSS, tổng nitrogen, tổng phosphorus, kim loại nặng và các loại vi khuẩn. Việc tiếp cận thiết kế một khu đất ngập nước kiến tạo thường dựa vào "theo kiểu kinh nghiệm (*rule of thumb*)" (Kadlec và Knight, 1996; Reed *et al.*, 1995), chủ yếu là xem xét-và-chọn lựa. Trong cách tiếp cận này, tiến trình thiết kế được đề xuất và các kỹ sư có thể theo các bước đề xuất. Đây là cách làm phổ biến khi thiết kế đất ngập nước kiến tạo ở Anh Quốc. Các chỉnh sửa kỹ thuật cần khuyến khích để phù hợp với điều kiện thực tế. Mục tiêu của chương này là đề xuất một cách tiếp cận thiết kế đất ngập nước kiến tạo liên quan đến các nghiên cứu có trước để xử lý nước thải dân dụng cho các cộng đồng quy mô nhỏ. Hình 5.2 là một lưu đồ đề xuất các tiếp cận thiết kế một khu đất ngập nước có thể ứng dụng cho các quốc gia Đông Nam Á.

Các nhóm tác giả như Reed *et al.*, (1995) và Kadlec và Knight (1996) xem đất ngập nước là các bể phản ứng sinh học, do vậy việc sử dụng mô hình động học dòng chảy nút bậc nhất (*first-order plug flow kinetics model*) như là một cơ sở để thể hiện các phương trình quan hệ. Phương trình động học bậc nhất này có thể được hiểu một cách đơn giản là tốc độ loại bỏ một chất ô nhiễm riêng biệt nào đó sẽ tương ứng trực tiếp tới nồng độ còn lại tại bất kỳ một điểm nào bên trong một phần tử ô đất ngập nước. Hai lý thuyết sự trộn lẫn lý tưởng có thể được áp dụng:

- Phản ứng trộn lẫn hoàn toàn (*Completely mixed reactor*): Nồng độ ra là như nhau tại bất kỳ điểm nào trong vùng bể phản ứng;
- Dòng chảy nút (*plug flow*): Nồng độ của chất phản ứng giảm dọc theo đường dòng chảy qua bể phản ứng. Dòng chảy nút là dòng chảy hiển thị trong mô tả mẫu hình dòng chảy bên trong đất ngập nước kiến tạo.

Sự khác biệt chính giữa cách tiếp cận theo Reed (1995) và theo Kadlec và Knight (1996) là cơ sở cách họ chọn hằng số tốc độ phản ứng. Phương trình của Reed dựa vào thể tích khối chất lỏng trong đất ngập nước, phụ thuộc vào nhiệt độ trung bình. Phương trình của Kadlec và Knight giả thiết vào cơ sở diện tích, như thế hằng số tốc độ liên quan đến diện tích bề mặt, sự thay đổi nhiệt độ chỉ có ý nghĩa đối với việc loại bỏ nitrogen. Một trong các giới hạn của cách tiếp cận theo Kadlec và Knight là nồng độ chất ô nhiễm tại nơi ra phải nhỏ nhất theo yêu cầu thiết kế. Như vậy phương trình xác định diện tích vùng đất xử lý ngập nước sẽ là một hàm số mũ, điều này dẫn đến nhiều trường hợp diện tích cần có cho đất ngập nước theo thiết kế sẽ quá lớn để có một kết quả đầu ra đạt nồng độ ô nhiễm nhỏ theo mong muốn.

5.3.1. Mục tiêu thiết kế và ý muốn xử lý

Đất ngập nước kiến tạo được xây dựng cho mục tiêu xử lý nước thải. Việc thiết kế cho chủ đích xử lý nước thải dân dụng phân tán ở quy mô nhỏ. Ở Việt Nam, việc loại bỏ ở đầu ra các chất ô nhiễm tiêu biểu phải thỏa mãn tiêu chuẩn quốc gia cho việc thải nước ra môi trường, dựa theo Bảng 5.3. Ở đây, nước thải có nghĩa là nước lỏng thải ra do bất kỳ lý do nào trong quá trình hoạt động hoặc sản xuất do công nghiệp hoặc khu cư dân, thương mại, v.v...

Đất ngập nước kiến tạo không chỉ phục vụ như một cơ sở xử lý nước thải mà còn cung cấp những chức năng giá trị khác để bảo vệ diện tích tự nhiên và môi trường sống hoang dã. Có một số ràng buộc khả dĩ cho việc áp dụng kỹ thuật đất ngập nước kiến tạo như sau:

- Giới hạn diện tích cho khu đô thị, khu dân cư và khu công nghiệp. Giá đất có thể khá đắt cho việc xây dựng một khu đất ngập nước kiến tạo. Tuy nhiên, theo kinh nghiệm, một khu đất ngập nước kiến tạo có diện tích tối thiểu xấp xỉ 1% so với diện tích tiêu nước cho toàn khu vực.
- Vùng Đồng bằng sông Cửu Long bị giới hạn về địa lý và địa hình do mặt đất quá bằng phẳng. Chi phí chủ yếu và năng lượng yêu cầu cho một khu đất ngập nước kiến tạo lại liên quan đến việc chọn lựa độ dốc đáy, áp dụng công trình tiên xử lý, bơm và chuyển vận nước thải từ các hộ dân cư đến công trình. Hơn nữa, một hệ thống kiến tạo như vậy lại cần một lớp chắn chống thấm vào tầng nước ngầm và cấu trúc ngăn ngập trong mùa lũ (US-EPA 1988).
- Giới hạn trong việc chọn lựa cây trồng có thể gặp dù rằng có khá nhiều thực vật thủy sinh ở các xứ nhiệt đới gió mùa như Việt Nam. Việc thu hoạch sinh khối cây trồng bị hạn chế do thành phần nước trong cây cao và cấu tạo đất ngập nước (US-EPA 1988).
- Giới hạn trong việc kiểm soát bệnh tật nhiệt đới. Đất ngập nước kiến tạo có thể là địa bàn của nơi sinh sản các loài vi sinh và côn trùng. Tuy nhiên, đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm không gây ra mùi hôi cũng như không tạo cơ hội thuận lợi cho muỗi mòng và các côn trùng khác sinh sản.
- Khu xử lý nước thải phải được rào chắn bảo vệ để ngăn cản trẻ con và súc vật xâm nhập.

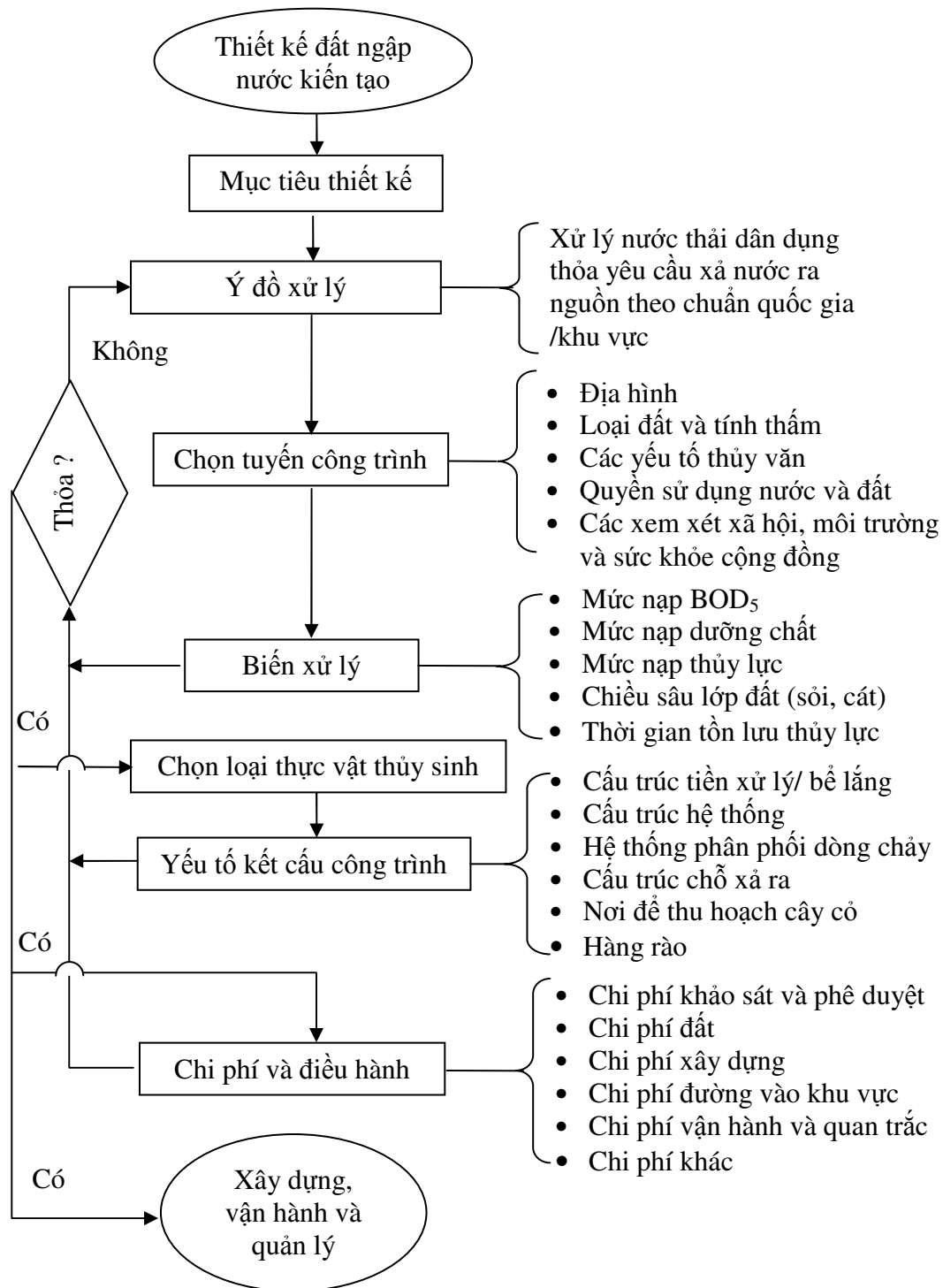
Bảng 5.3. Tiêu chuẩn Việt Nam (TCVN) cho việc thải nước ra nguồn

Thông số	TCVN 5945-1995			
	Đơn vị	Mức A	Mức B	Mức C
Nhiệt độ	°C	40	40	45
pH	-	6 - 9	5.5 - 9	5 - 9
Nhu cầu oxy sinh hóa BOD ₅	mg/L	20	50	100
Nhu cầu oxy hóa học COD	mg/L	50	100	400
Tổng chất rắn lơ lửng TSS	mg/L	50	100	200
Arsenic	mg/L	0.05	0.1	0.5
Cadmium	mg/L	0.01	0.02	0.5
Lead	mg/L	0.1	0.5	1
Residual Chlorine	mg/L	1	2	2
Chromium (VI)	mg/L	0.05	0.1	0.5
Chromium (III)	mg/L	0.2	1	2
Mineral oil and fat	mg/L	Không phát hiện	1	5
Cadmium	mg/L	0.01	0.02	0.5
Animal-vegetable fat and oil	mg/L	5	10	30
Copper	mg/L	0.2	1	5
Zinc	mg/L	1	2	5
Manganese	mg/L	0.2	1	5
Nickel	mg/L	0.2	1	2
Organic phosphorous	mg/L	0.2	0.5	1
Total phosphorous	mg/L	4	6	8
Total Kjeldahl Nitrogen (TKN)	mg/L	30	60	60
Trichlorethylene	mg/L	0.05	0.3	0.3
Ammonia (as N)	mg/L	0.1	1	10
Fluoride	mg/L	1	2	5
Total Coliform number	No.	5000	10000	-
Gross alpha-ray activity	Bq/l	0.1	0.1	-
Gross beta-ray activity	Bq/l	1.0	1.0	-

Tiêu chuẩn thải mức A : có thể đổ vào nguồn nước dùng làm nguồn cấp nước sinh hoạt.

Tiêu chuẩn thải mức B: có thể đổ vào các nguồn nước dùng cho các mục đích giao thông thủy, tưới tiêu, bơi lội, nuôi thủy sản, trồng trọt...

Tiêu chuẩn thải mức C : chỉ đổ vào nguồn nước riêng, với sự cho phép của cơ quan chức năng



Hình 5.2. Lưu đồ đề xuất cho việc thiết kế đất ngập nước kiến tạo

5.3.2. Chọn tuyến công trình

- **Địa hình**

Về lý thuyết, đất ngập nước kiến tạo có thể xây dựng bất kỳ nơi đâu, đặc biệt ở các quốc gia vùng nhiệt đới. Tuy nhiên, địa hình nơi tuyến công trình cần phải xem xét như một chọn lựa độ dốc quan trọng bởi vì nó liên quan đến chi phí tạo dốc và đào đắp. Độ dốc đứng quá sẽ gây ra sự xói mòn đất ngập nước (vào mùa mưa), vấn đề quản lý thu hoạch và trồng cây khó khăn. Độ dốc cho đất ngập nước kiến tạo nên càng lồi càng tốt. Độ dốc đáy nên chọn trong khoảng 2 – 10%, độ dốc phù hợp nên chọn khoảng 5%. Độ dốc đường dẫn vào đất ngập nước kiến tạo nên nhỏ hơn 30% và lớn hơn 10%. Ngoài độ dốc này, hiện tượng xói mòn cũng như bồi lắng có thể phát sinh ở hệ thống thu gom nước thải của hệ thống.

- **Loại đất và độ thấm**

Trong việc chọn tuyến dự kiến để xây dựng khu đất ngập nước kiến tạo, đất là yếu tố liên quan đến tính lưu giữ nước, tính thấm dẫn và tính tăng trưởng của cây trồng đất ngập nước. Việc chọn lựa loại đất nền và kích thước hạt rất quan trọng bởi vì nó xác định đặc điểm môi trường xộp bao gồm kích thước hạt hiệu dụng, độ rỗng và độ dẫn thủy lực của vật liệu. Việc chọn lựa này cũng ảnh hưởng chính cho yếu tố giá thành xây dựng. Hơn nữa, kích thước hạt lớn hay nhỏ sẽ phù hợp nhiều ít cho sự phát triển của hệ thống rễ của cây trồng và có thể xem như một chỉ thị cho điều kiện dòng chảy ngầm. Kích thước hạt có thể xác định ngoài hiện trường hoặc trong phòng thí nghiệm. Các đặc điểm khác như màu, mùi, trạng thái oxy hóa và khử, thành phần của mẫu cạnh hoặc bậc sắp xếp đều cần xem xét thêm nếu cần.

Đối với việc xây dựng đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm, nên chọn đất nền có cấu trúc cát hạt mịn đến sỏi có đường kính dưới 30 cm. Nếu kích thước hạt quá nhỏ, độ dẫn thủy lực sẽ thấp. Như vậy, dòng chảy ngầm sẽ rất chậm và có thể tạo ra dòng chảy mặt. Ngược lại, kích thước hạt đá quá lớn sẽ có độ dẫn thủy lực cao nhưng lại có mặt cắt ướn cho mỗi đơn vị khối lượng nhỏ cho vi sinh vật bám vào và có thể tạo sự không thuận lợi cho sự phát triển của rễ cây. Một số loại đất nền có thể áp dụng cho đất ngập nước kiến tạo đã được các nhà khoa học thử nghiệm (Kadlec *et al.*, 2000). Trong một số trường hợp, việc phối trộn nhiều loại vật liệu để có các hạt có kích thước trung gian có thể được thực hiện.

Ở Đồng bằng sông Cửu Long, đặc biệt là các vùng phía Bắc và trung tâm, hầu hết các loại đất ở đây là sét nặng và trung bình với độ thấm nước khá thấp. Lớp đất sét dày có tác dụng như một tấm chắn ngăn cản nước thải thấm xuống nguồn nước ngầm. Loại cát trung ở đáy sông Mekong khá phù hợp để tạo ra một môi trường xộp cho dòng chảy ngầm và hỗ trợ cho thực vật đất ngập nước.

Sự thay đổi mực thủy cấp ở trong vùng công trình đất ngập nước kiến tạo cũng nên được xem xét để tránh tình trạng tạo khu nước đứng. Triều cường ở hệ thống sông Mekong có thể là nguyên nhân gây ra sự gia tăng mực thủy cấp. Việc xây dựng khu đất ngập nước kiến tạo bị hạn chế trong vùng ngập lũ cao và kéo dài vì hệ thống sẽ bị ảnh hưởng trong thời gian lũ lụt. Điều tốt hơn là nên thiết kế cao trình đáy nơi thoát nước ra phải cao ít nhất 30 cm trên mức thủy cấp cao nhất. Một hệ thống đất ngập nước được

tôn nền (dạng nổi hoặc bán nổi trên mặt đất) có thể là một chọn lựa hợp lý để ngăn cản sự thấm của nước ngầm vào hệ thống.

Tuy nhiên, có khuyến cáo là nên tạo ra một lớp chống thấm cho hệ thống đất ngập nước kiến tạo bằng các vật liệu như polyvinylchloride (PVC), high-density polyethylene (HDPE), polypropylene (PPE), vải địa chất hoặc bê tông. Tấm nhựa PVC là một chọn lựa rẻ tiền nhất và dễ dàng lắp đặt bằng cách trải lăn ra dưới nền công trình. Tùy theo độ dày, PVC có tuổi thọ kháng 10 năm cho loại dày 0.45 mm, 20 năm cho loại dày 0.60 mm và 50 năm cho loại dày 0.75mm. Trong khi đó, các loại vải địa chất hoặc bê tông thì tương đối đắt tiền khi mua và tốn kinh phí lắp đặt.

• **Các yếu tố thủy văn**

Các yếu tố thủy văn cũng cần được xem xét kỹ như các yếu tố khác. Lượng mưa rơi, thấm, bốc thoát hơi, mức tải thủy lực và độ sâu lớp nước đều có thể ảnh hưởng đến sự loại thải chất hữu cơ, đạm và các thành phần mang vết lưu không chỉ bởi sự luân chuyển thời gian tồn lưu mà còn bởi các chất tập trung hoặc pha loãng nước thải (US-EPA 1988). Phương trình cân bằng nước trong một khu đất ngập nước kiến tạo có thể viết như sau:

$$Q_i - Q_o + P - ET = [dV/dt] \quad (5-1)$$

trong đó,

- Q_i - Lưu lượng nước thải chảy vào, thể tích/thời gian;
- Q_o - Lưu lượng nước thải chảy ra, thể tích/thời gian;
- P - Lượng mưa, thể tích/thời gian;
- ET - Bốc thoát hơi, thể tích/thời gian;
- V - Thể tích khối nước, và
- T - Thời gian

Dòng chảy vào của nước ngầm và dòng thấm xuống đất không được tính vào trong phương trình (5-1) bởi vì đã có lớp ngăn thấm. Nếu thể tích của khối nước trong hệ thống đã được biết, dòng chảy ra sẽ được xác định. Trong khu vực nhiệt đới gió mùa, không có thời gian đông đá vào mùa đông nhưng vào mùa mưa, hệ thống đất ngập nước kiến tạo có thể nhận được một lượng mưa cao và dòng chảy mặt có thể xảy ra trong vùng đất ngập nước kiến tạo. Tuy nhiên, điều này cũng không ảnh hưởng đến hiệu quả xử lý nước thải do trong mùa mưa, nồng độ ô nhiễm nước thải dân dụng đều giảm do chúng hòa lẫn với nước mưa.

• **Quyền sử dụng đất và nước**

Ở các quốc gia Đông Nam Á nhiệt đới gió mùa, quyền sử dụng đất và nước không phải là các ràng buộc lớn. Tuy nhiên, khi thiết kế đất ngập nước kiến tạo, quyền sử dụng đất và nước cũng nên có sự xem xét các liên quan với các chủ đất khác khi cùng sử dụng chung đường nước. Việc áp dụng xử lý nước thải bằng đất ngập nước kiến tạo có thể có tác động trực tiếp đến quyền sử dụng nước liên quan đến các ảnh hưởng tuyến của chất lượng và số lượng nước cũng như sự vận hành hệ thống tiêu nước.

- **Các xem xét về yếu tố xã hội, môi trường và sức khỏe cộng đồng**

Các vấn đề liên quan đến xã hội, môi trường và sức khỏe cộng đồng phải xem xét như là mục tiêu cơ sở của xử lý nước thải. Trước khi đi vào việc khởi động tiến trình thiết kế chi tiết, cộng đồng địa phương với các bên liên quan rộng rãi cần được thông báo. Hơn nữa, cần thiết có các tư vấn chính thức từ các cấp chính quyền và cá nhân có hiểu biết và kinh nghiệm trong đất ngập nước kiến tạo và sinh thái. Đất ngập nước kiến tạo có thể là địa bàn giáo dục cho các trường học và cộng đồng chung. Sự nhất trí của cộng đồng trong việc xây dựng hệ thống xử lý nước thải qua đất với việc an toàn sức khỏe cộng đồng và môi trường cao là một ưu thế cho việc quản lý và vận hành hệ thống lâu dài. Ở các vùng nhiệt đới, việc xây dựng khu đất ngập nước cần phải tránh sự sinh sản và phát triển của muỗi. Mùa hồi nẩy từ tiến trình xử lý nước thải cần phải tối thiểu hóa, nhất là các hệ thống được đặt gần nơi cư dân. Từ đó cho thấy, hệ thống đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm là một chọn lựa quan trọng có ưu thế hơn so với hệ thống đất ngập nước kiến tạo chảy mặt.

5.3.3. Các trị số thiết kế

- **Mức tải BOD₅**

Đất ngập nước kiến tạo được xem như một nhà máy xử lý nước thải. Lưu lượng trung bình và mức tải BOD và SS trung bình đều dựa vào các đo đạc ở năm thiết kế. Ở các cộng đồng nhỏ, nên lấy giá trị lưu lượng, BOD và SS cao nhất bằng 2 đến 3 lần mức giá trị trung bình (Tchobanoglous, 1991). Trong thiết kế đất ngập nước kiến tạo, mức tải BOD₅ là một biến số quan trọng.

Nếu là khu đất ngập nước chảy mặt thì mức tải BOD₅ xác định theo (US-EPA 1988):

$$\frac{C_e}{C_o} = A \cdot \exp[-0.7K_T(A_v)^{1.75}t] \quad (5-2)$$

trong đó:

- C_e - BOD₅ của nước thải ở đầu ra, mg/L;
- C_o - BOD₅ của nước thải ở đầu vào, mg/L;
- A - Hệ số xác định từ thí nghiệm. A thể hiện phần BOD₅ không bị loại bỏ sau khi qua phần lắng ở đầu vào, (tính bằng %);
- 0.7 - Hằng số thực nghiệm;
- K_T - Hằng số tốc độ phản ứng (rate constant), phụ thuộc vào nhiệt độ nước, ngày⁻¹;

$$K_T = K_{20} \cdot (1.1)^{(T-20)} \quad (5-3)$$

- K_{20} - Hằng số phụ thuộc nhiệt độ nước ở 20°C, $K_{20} \approx 0.0057$ ngày⁻¹
- T - Nhiệt độ nước thải, °C;
- A_v - Diện tích mặt đặc trưng cho các hoạt động của vi sinh vật, m²/m³;
- t - Thời gian tồn lưu, ngày;

$$t = \frac{L.W.d.n}{Q} \quad (5-4)$$

với:

- L - Chiều dài của hệ thống (cùng với chiều dòng chảy), m;
- W - Chiều rộng của hệ thống, m;
- d - Chiều sâu của hệ thống, m;
- n - Phần diện tích mặt cắt không có thực vật, (theo số thập phân);
- Q - Mức nạp lưu lượng trung bình vào hệ thống, m³/ngày.

Các giá trị của những công thức trên thường được ước tính do các thông số không thể tính chính xác ở thực địa một khu đất ngập nước. Nó thể hiện diện tích mặt từ tất cả các phần lọc của thực vật trong cột nước bao gồm các thân cây, lá cây, và bộ rễ. Độ nhạy của phương trình ở hệ số diện tích mặt đặc trưng là không cao. Do không thể có giá trị chính xác này, nên cần thận trọng khi dùng công thức nói trên do giới hạn các dữ liệu tính toán.

Trường hợp thiết kế cho đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm, theo kinh nghiệm từ hệ thống thử nghiệm của trường Đại học Cần Thơ, cho thấy BOD₅ bị loại bỏ nhanh chóng ở mức 50% chỉ vài mét đầu tiên khi đi vào lớp cát lọc (5 – 7 m). Cơ chế loại bỏ BOD₅ chủ yếu do sự suy giảm lượng vi khuẩn (cả hai dạng hiếu khí và yếm khí) trong hệ thống xử lý dựa vào các loại thực vật thân lớn (Moshiri, 1993). Diện tích khu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm được tính từ công thức sau (Cooper, 1993)

$$A_h = \frac{Q_d(\ln C_o - \ln C_e)}{K_T H.n} \quad (5-5)$$

trong đó:

- A_h - Diện tích mặt của phần cát lọc, m²
- Q_d - Lưu lượng trong bình ngày của nước thải, m³/ngày
- C_o - Lượng nạp BOD₅ trung bình ngày, mg/L
- C_e - Lượng BOD₅ trung bình ngày ở đầu ra theo yêu cầu, mg/L
- K_T - Hằng số tốc độ phản ứng (rate constant), phụ thuộc vào nhiệt độ, ngày⁻¹.

$$K_T = K_{20}(1.06)^{(T-20)} \quad (5-6)$$

trong đó K₂₀ (ngày⁻¹) là hằng số tốc độ phản ứng tại 20 °C.

Vật liệu tiêu biểu dùng cho đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm bao gồm các loại cát trung đến cát thô có giá trị K₂₀ vào khoảng 1.28 ngày⁻¹. Bảng 5.4 cung cấp giá trị K₂₀ thử nghiệm ứng với các loại vật liệu (US-EPA 1988).

- T - Nhiệt độ nước thải trong hệ thống, (°C)
- H - Độ sâu trung bình lớp chất lỏng trong nền cát, (m)
- n - Hệ số rỗng của vật liệu lọc, (theo số thập phân).

Bảng 5.4. Đặc điểm vật liệu dùng cho thiết kế đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm

Loại vật liệu	Kích thước hạt (mm)	Độ rỗng n	Độ dẫn thủy lực K_s (m/ngày)	K_{20} (ngày ⁻¹)
Cát trung	1	0.42	420	1.84
Cát thô	2	0.39	480	1.35
Cát sỏi cuội	8	0.35	500	0.86

Theo tiêu chuẩn nước thải của Việt Nam (TCVN 5945-1995), mức loại BOD₅ ở đầu ra là 20 mg/L (mức A) và 50 mg/L (mức B).

- **Mức tải nạp dưỡng chất**

Hệ sinh thái của một số vùng nước có thể nhạy cảm với mức tải nạp dưỡng chất cao. Do vậy cần phải có một giới hạn mức tải nạp nitrogen và phosphorous. Mức tải nạp dưỡng chất được đề nghị là 1 – 2 kg và 45 – 150 kg mỗi ngày cho mỗi acre tương ứng đối nitrogen và phosphorus (Robert và Paul, 1994).

- **Mức tải nạp thủy lực (Hydraulic Loading Rate - HLR)**

HLR được định nghĩa là mức thể tích khối nước thải cho vào khu đất ngập nước. HLR thường được dùng để so sánh giữa hệ thống đất ngập nước và giới hạn thu nạp nước. Mức nạp thủy lực được xác định theo công thức:

$$HLR = \frac{Q_i}{A_h} \quad (5-7)$$

trong đó,

HLR - Mức tải nạp thủy lực (m/ngày); thường biến động trong khoảng 2 đến 20 cm/ngày cho các khu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm (WPCF 1990);

Q_i - Lưu lượng nước thải đầu vào (m³/ngày);

A_h - Diện tích mặt khu đất ngập nước (m²).

- **Chiều sâu nền cát**

Chiều sâu của nền cát cho một khu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm sẽ phụ thuộc vào chiều sâu tối đa cho độ sâu bộ rễ của cây trồng trên đó. Chiều sâu này nên chọn đủ dày để bộ rễ có thể tự do phát triển theo chiều sâu lớn nhất của nó và phân phối oxygen vào nền cát. Bảng 5.5 cho các loại thực vật có thể trồng trên đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm và khoảng chiều sâu lớn nhất của chúng. Chiều sâu nền cát không nên chọn dưới 45 cm (IDEM 1997).

Bảng 5.5. Khoảng chiều dài lớn nhất của bộ rễ thực vật đất ngập nước ở Việt Nam

Tên khoa học	Tên thông thường	Độ dài bộ rễ
<i>Colocasia</i>	Cây môn nước	30 - 40 cm
<i>Typha</i> spp.	Cỏ nến, Bò hương, Đuôi mèo, Xì gà	50 - 60 cm
<i>Phragmites</i> spp.	Cây sậy	60 - 70 cm

• Thời gian tồn lưu thủy lực

Thời gian tồn lưu thủy lực (Hydraulic Detention Time, HDT) được định nghĩa là thời đoạn nước thải lưu trú theo nghĩa vật lý bên trong khu đất ngập nước trong quá trình chuyển động của dòng chảy từ điểm vào đến điểm ra. Thời gian tồn lưu thủy lực thay đổi do sự thay đổi trong cân bằng nước liên quan đến sự dao động của lượng nước nạp vào; sự thay đổi khí hậu kết hợp với sự thay đổi lưu lượng thoát ra. Trong giai đoạn thiết kế, giá trị T_{HRA} được dùng để thành lập HDT một cách gần đúng và có thể tham khảo theo bảng 5.6. Trong trường hợp này, tỉ lệ khoảng trống có thể được thay bằng độ rỗng của đất:

$$T_{HRA} = \frac{n_v \cdot H \cdot A}{Q_{ave}} \quad (\text{ngày}) \quad (5-8)$$

trong đó:

- T_{HRA} - Thời gian tồn lưu trung bình, (ngày);
 n_v - Độ rỗng của đất, tương ứng với loại mặt cắt ngang của đất ngập nước không bị thực vật xâm chiếm.
 H - Độ sâu lớp nước trong khu đất ngập nước, (m);
 A - Diện tích mặt khu đất ngập nước, (m²);
 Q_{ave} - Lưu lượng trung bình (m³/ngày) hoặc bằng trung bình của lượng nước vào Q_i và lượng nước ra Q_o từ phương trình cân bằng nước.

Bảng 5.6. Một số tóm tắt tham khảo khi thiết kế đất ngập nước kiến tạo

Trị số thiết kế	Đơn vị tính	Kiểu hệ thống đất ngập nước kiến tạo		Nguồn tham khảo
		Chảy mặt	Chảy ngầm	
Thời gian lưu tồn thủy lực	ngày	5 - 10	5 - 10	(WPCF 1990)
		4 - 15	4 - 15	(Metcalf và Eddy, 1991)
		5 - 14	2 - 7	(Crites và Tchobanoglous, 1998)
Mức tải thủy lực	cm/ngày	2.5 - 5	10-80	(Morel và Diener, 2006)
		1.4 - 4.7	1.4 - 4.7	(Metcalf và Eddy, 1991)
		0.7 - 6	-	(Crites và Tchobanoglous, 1998)
Mức tải hữu cơ	kg/ha-ngày	< 110	< 133	(Reed <i>et al.</i> , 1995)
		< 112	< 133	(US-EPA 1988)
		100 - 110	80 - 120	(WPCF 1990)
		< 67	< 67	(Metcalf và Eddy, 1991)
		< 80	< 65	(Crites và Tchobanoglous, 1998)
		< 100	< 100	(Reed và Brown, 1995)

• **Gradient thủy lực của dòng chảy ngầm**

Trong một khu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm, dòng nước thải chảy dưới mặt đất và có một gradient thủy lực. Đối với dòng chảy tầng, trị gradient này là:

$$\frac{dh}{dx} = -\frac{Q}{K_s \cdot W \cdot H} \quad (5-9)$$

với K_s – Độ dẫn thủy lực, (m/s);
 W – Bề rộng của khu đất ngập nước, (m);
 H – Chiều cao của lớp nước bão hòa, (m); và
 Q – Lưu lượng dòng nước thải, (m³/s).

Giá trị H có thể không chế bởi chiều cao lớp nước chảy ra. Lý tưởng nhất là độ dốc đáy và gradient thủy lực bằng nhau sao cho chiều dày lớp bão hòa phía dưới mặt đất được giữ là hằng số. Nếu hiện tượng ứ nước xảy ra, trị K_s có thể bị giảm. Sự ứ đọng này có thể dễ nhận ra ở điểm đầu và điểm cuối của khu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm.

Nếu dòng chảy là chảy rối thì sử dụng giá trị độ dẫn thủy lực hiệu dụng (effective hydraulic conductivity), nó là một hàm số của vận tốc dòng nước biểu kiến.

5.3.4. Các áp dụng thực vật thủy sinh

Tại các nước vùng nhiệt đới, có khá nhiều các loại thực vật mọc trội phát triển mạnh (Hammer *et al.*, 1989; Reddy, 1989; Westlake, 1963). Bảng 5.7 cho một liệt kê các cây thực vật mọc trội trong hệ thống xử lý đất ngập nước kiến tạo.

Bảng 5.7. Các loại cây trồng có thể sử dụng ở khu đất ngập nước kiến tạo

Tên khoa học	Tên thông thường	Hiện diện nhiều ở Việt Nam
<i>Carex</i> spp.	Cây lách (Sedges)	✓
<i>Cladium jamaicense</i>	Sawgrass	
<i>Eleocharis</i> spp.	Spikerushes	
<i>Elodea</i> spp.	Rong (Water weeds)	✓
<i>Glyceria</i> spp.	Manna grass	
<i>Juncus</i> spp.	Cây bấc (Rush)	✓
<i>Nyssa</i> spp.	Tupelo	
<i>Panicum</i> spp.	Maidencane	
<i>Phragmites</i> spp.	Sậy (Common reed)	✓
<i>Pontederia cordata</i>	Pickerelweed	
<i>Potamogeton</i> spp.	Pondweeds	
<i>Sagittaria</i> spp.	Arrowhead	
<i>Scirpus</i> spp.	Cỏ nến (Bulrush)	✓
<i>Sparganium</i> spp.	Burreeds	
<i>Sphagnum</i> spp.	Rêu (Mosses)	✓
<i>Taxodium distichum</i>	Bald Cypress	
<i>Typha</i> spp.	Bồ hương (Cattails)	✓
<i>Utricularia</i> spp.	Bladderworts	

Bồ hương (*Typha* spp.) và Sậy (*Phragmites* spp.) có thể cho 18 đến 97 tấn trọng lượng khô cho mỗi hecta một năm đối với nhiệt độ và khu vực nhiệt đới (Brix, 1993). Sậy (*Phragmites australis*) có thể là một cây chỉ thị cho việc suy giảm độ mặn ở các đầm lầy nhiễm mặn trong khu vực Đông Bắc (Tinner, 1999).

Cây trồng cho khu đất ngập nước kiến tạo có thể áp dụng cho từng vùng xử lý nước đơn lẻ, hoặc một hệ thống các khu xử lý, hoặc kết hợp với các biện pháp xử lý khác. Tuy nhiên, cho mục đích dễ quản lý nên chọn các loại cây mọc trội có bộ rễ phát triển mạnh khi thiết kế đất ngập nước kiến tạo. Mật độ trồng sậy cho vùng đất ngập nước kiến tạo nên ở mức 25 cây cho mỗi mét vuông bởi vì bề rộng tối đa của hệ thống rễ cho mỗi cây là 20 - 25 cm.

Thực vật trong các khu đất ngập nước có ba vai trò chính: đưa oxy từ khí quyển vào trong khu rễ cây (thông qua rễ), làm giá bám cho các vi khuẩn, hấp thu dưỡng chất. Người ta thường chọn các cây có tốc độ phát triển nhanh, có thể chịu được việc thiếu oxy do úng và chịu được hàm lượng chất dinh dưỡng cao. Các loại cây thường dùng là cây Bồ hương, cỏ Nén, Sậy, Cói, cây Lách, đây là các loại thực vật nổi, có bộ rễ phát triển ở nền đất hay đá sỏi. Việc lựa chọn loại cây nào phụ thuộc vào chiều dài bộ rễ và chiều sâu thiết kế của khu đất ngập nước, có thể tham khảo ở bảng 5.8. Cây Bồ hương có chiều sâu của bộ rễ lên đến 30 cm, Sậy là 70 cm, cỏ Nén 75 cm. Sậy và cỏ Nén thường được sử dụng trong đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm. Nên chọn các loại thực vật bản địa và các loài có mức độ phân bố rộng, nên tránh sử dụng các loài nhập ngoại vì nó có khả năng phát tán mạnh và việc quản lý khó khăn hơn. Các loài này nên có chu kỳ sống dài hay ít nhất là hai mùa một năm để tránh xáo trộn lớn ở khu vực đất ngập nước.

Bảng 5.8. Một số thông số tham khảo thực vật đất ngập nước

Tên thông dụng	Tên khoa học	Nhiệt độ (°C)		Khả năng chịu mặn cao nhất (ppt)	Độ dài rễ cm	Khoảng pH hiệu quả
		Phát triển	Nảy mầm			
Cattail	<i>Typha</i> spp.	10 – 30	12 – 24	30	30	4 – 10
Sậy	<i>Phragmites communis</i>	12 – 23	10 – 30	45	60-70	2 – 8
Cây bấc, cói	<i>Juncus</i> spp	16 – 26	-	20	-	5 – 7,5
Cỏ nén	<i>Scirpus</i> spp.	16 – 27	-	20	70-75	4 – 9
Cây lách	<i>Carex</i> spp.	14 – 32	-	-	-	5 – 7,5

Cần lưu ý là các loài thực vật này cũng phải tạo được vẻ mỹ quan cho khu đất ngập nước kiến tạo. Các thực vật này được đưa đến và trồng vào khu vực đất ngập nước bằng phương pháp thủ công. Sau khi đã trồng xong, nước thải được đưa vào từ từ; mực nước thải được nâng cao dần cho đến khi đến mức thiết kế.

5.3.5. Các yếu tố thiết kế vật lý

+ *Tiền xử lý/ Bể lắng*

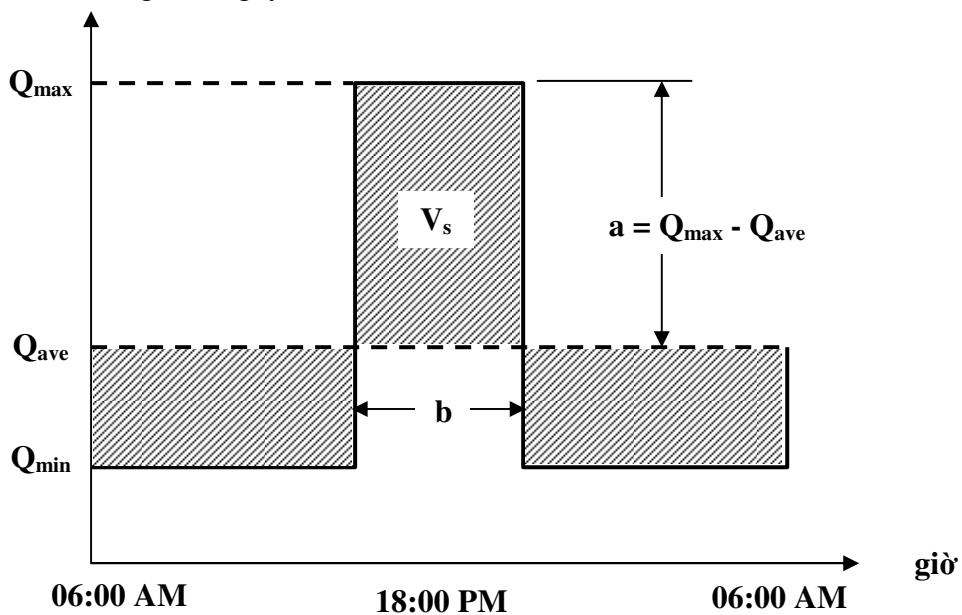
Hạng mục tiền xử lý nên áp dụng trong thiết kế đất ngập nước kiến tạo để làm giảm bớt mức độ xử lý nước thải và kích thước các cấu trúc khác. Dù có phải tăng diện tích dành

cho công trình tiền xử lý nhưng tổng diện tích dự kiến cho toàn khu đất ngập nước kiến tạo sẽ ít hơn nếu có hạng mục tiền xử lý so với không có.

Tối thiểu nhất là hạng mục tiền xử lý phải gồm lưới chặn thô như là bước xử lý đầu tiên. Lưới chặn này có nhiệm vụ là loại bỏ các chất thải kích thước lớn và các loại rác gia dụng mà có thể chúng là nguyên do gây nên sự ứ đọng nước. Lưới chặn thô là các lưới thép có mắt lưới từ 2.5 đến 5.0 cm. Lưới chặn phải được làm sạch định kỳ. Một số hạng mục khác có thể kể thêm như than lọc, thảm vải kết hợp với lưới chặn. Các hạng mục này có thể giảm một phần BOD₅, COD, độ đục, tổng chất rắn lơ lửng và khuẩn Coliforms.

Trung bình mỗi người dân Việt Nam thải ra khoảng 60 – 80 lít nước thải sinh hoạt hằng ngày. Lưu lượng nước thải dân dụng thay đổi theo giờ dùng nước. Sự thay đổi lượng nước thải theo giờ có thể điều chỉnh bằng cách sử dụng bể lắng như bồn điều tiết tạm thời. Bể lắng, chủ yếu để gom bùn cặn, ảnh hưởng đến sự thay đổi của lưu lượng.

Tổng quát, sự thay đổi theo mùa của dòng nước thải dân dụng cần được quan trắc. Lượng nước thải gia tăng vào mùa hè. Sự thay đổi ngắn hạn trong dòng nước thải dân dụng có thể theo dõi trong mỗi 12 giờ vào ban ngày của một thời điểm nào đó theo mùa hoặc tháng. Thể tích bồn lắng được xác định dựa theo thủy đồ nước thải hằng ngày ở dạng sóng hình sin trong 24 giờ. Thông thường, dòng nước thải thấp nhất xảy ra vào lúc nửa đêm đến sáng sớm. Mức thải cao nhất thường xảy ra vào khoảng 6 giờ chiều, khi ấy lượng tiêu thụ nước cấp cao nhất. Lưu lượng trung bình trong 24 giờ được xác định trên cơ sở số liệu dòng chảy năm. Một cách gần đúng, phương pháp sóng vuông - *square-wave method* - (Rich 1980) có thể áp dụng để thay thế biểu đồ nước thải dạng sóng hình sin như hình 5.3. Diện tích bên trong khung hình sọc tương đương với tổng thể tích lượng nước thải trong một ngày.



Hình 5.3. Phương pháp sóng vuông cho dòng nước thải trong 1 ngày

Bằng việc cân bằng khối phân hình sọc, ta có:

$$(Q_{ave} - Q_{min})(1 \text{ ngày}) = (Q_{max} - Q_{min})(b \text{ ngày}) \quad (5-10)$$

trong đó,

Q_{ave} - Lưu lượng trung bình ngày ($m^3/\text{ngày}$)

Q_{max} - Lưu lượng lớn nhất ($m^3/\text{ngày}$)

Q_{min} - Lưu lượng nhỏ nhất ($m^3/\text{ngày}$)

Suy ra giá trị của b:
$$b = \frac{Q_{ave} - Q_{min}}{Q_{max} - Q_{min}} \quad (5-11)$$

Từ hình 5.3, ta được:
$$a = Q_{max} - Q_{ave} \quad (5-12)$$

Thể tích bể lắng V_s , để trừ nước trong ngày tương đương:

$$V_s = ab \quad (5-13)$$

Hoặc
$$V_s = \frac{(Q_{max} - Q_{ave})(Q_{ave} - Q_{min})}{(Q_{max} - Q_{min})} (m^3/\text{ngày}) \quad (5-14)$$

Để an toàn, thể tích thiết kế của bể lắng nên chọn lớn hơn giá trị tính toán chừng 10%. Dựa vào trị thiết kế, kích thước 3 chiều (dài-rộng-sâu) của bể khối vuông sẽ được xác lập. Bề rộng của bể lắng sẽ là bề rộng cho nền cát. Chiều dài bể nên lấy bằng bề rộng để tiết kiệm vật liệu xây dựng. Khi đó sẽ tính được bề sâu của bể. Chú ý là bề sâu nên gia tăng thêm một mức khoảng 30 – 50 cm so với trị tính toán để các chất lắng đọng trừ tạt. Ở đáy bể lắng phải bố trí một van xả đáy để xả bỏ chất lắng đọng.

+ Cấu hình hệ thống

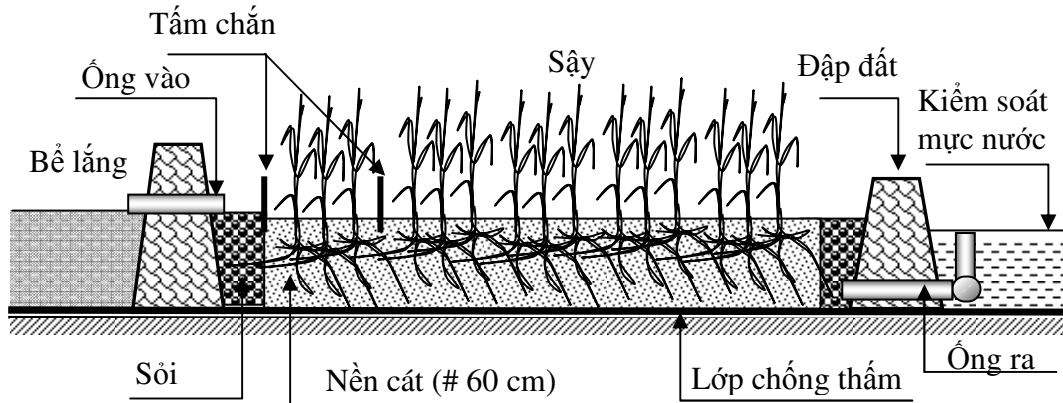
Theo kinh nghiệm, kích thước dài-trên-rộng của khu đất ngập nước sẽ ảnh hưởng đến dạng đều dòng chảy thủy lực. Khuyến cáo mức áp dụng tỉ lệ dài-trên-rộng trong khoảng 4:1 đến 10:1 và tường biên sẽ giúp cho dòng chảy bên trong sẽ có dạng phân bố đồng nhất.

+ Hệ thống phân phối

Đất ngập nước kiến tạo có thể thiết kế như một kênh đơn hoặc một chuỗi các con kênh có các tỉ lệ dài-trên-rộng lớn. Tại mỗi đầu kênh, lắp đặt một ống phân phối và một cửa van. Với cách này, dòng chảy vào sẽ được kiểm soát và sự vận hành đất ngập nước kiến tạo sẽ hiệu quả hơn.

+ Nền cát

Cát là vật liệu rẻ tiền và sẵn có để là bộ lọc nước thải. Nên dùng loại cát có kích thước trung bình cho nền cát. Nếu cây rừng chọn là sậy, chiều dày của nền cát được đề xuất vào khoảng 60 – 70 cm. Trên mặt của nền cát, cần có các tấm chặn bằng gỗ hoặc thiết để chặn dòng chảy tràn trên mặt (Hình 5.4).

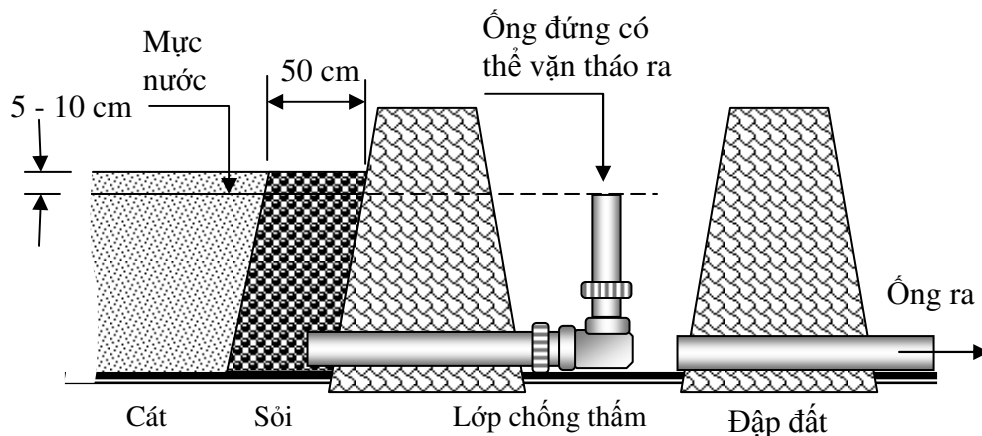


Hình 5.4. Các tấm chắn đặt trên mặt nền cát

+ Cấu trúc đầu ra

Cấu trúc đầu ra của một khu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm là một yếu tố thiết kế nơi nhận nguồn nước đã qua xử lý. Cấu trúc đầu ra cần phải xem xét và lắp đặt cẩn thận nhằm kiểm soát chiều sâu lớp nước bên trong hệ thống, đặc biệt vào thời kỳ mưa lũ. Rãnh và ống ra cần có một kết cấu có thể điều chỉnh được. Trong mùa khô kiệt và thời kỳ lưu lượng vào nhỏ, van đầu ra có thể được khóa lại để giữ nước trong tầng rễ của khu đất ngập nước kiến tạo.

Cấu trúc đầu ra nên là một ống đứng có thể điều chỉnh được độ cao qua một đập tràn thành mỏng hoặc một đường tràn. Ống điều chỉnh độ cao mực nước ra có thể có cấu trúc đơn giản như hình 5.5, bao gồm một ống PVC theo chiều đứng có rãnh tháo ra gắn vào một co khuỷu PVC. Cấu trúc này cho phép kiểm soát mực nước trong khu đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm ở mức mềm dẻo và tin cậy cao nhất. Tốt hơn là giữ mực nước khoảng 5 – 10 cm dưới mặt đất. Mực nước này làm lớp lọc cát tốt nhất, giữ cho cây sậy phát triển và kiểm soát một phần cỏ dại. Để tránh sự ứ đọng nước do rác và chất bẩn, đường kính ống phải đủ rộng, bằng hoặc lớn hơn 50 mm.



Hình 5.5. Một cấu trúc đơn giản đầu ra của đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm

+ Thu hoạch cây cỏ

Việc thu hoạch cây cỏ hằng năm là một trong các việc quản lý tiêu biểu ở một khu đất ngập nước kiến tạo. Với đất ngập nước kiến tạo có cây trồng mọc trôi trên mặt nước, việc thu hoạch cây cỏ không phải là một tiến trình khó khăn cho việc loại bỏ liên tục các dưỡng chất như hệ thống cây trồng mọc nổi nhờ bộ rễ trong đất vẫn tồn tại và phát triển. Sau mỗi mùa tăng trưởng, cây cỏ cần thu hoạch để tránh khả năng choán chỗ khi cây chết đi. Thường cây sậy có thể thu hoạch mỗi 6 tháng bằng cách cắt bỏ phần thân phía trên gốc. Sậy thu hoạch có thể dùng như nguồn chất đốt để đun nấu, nuôi gia súc hoặc là nguồn nguyên liệu cho công nghiệp giấy. Trong suốt kỳ hồi phục của cây, tiến trình xử lý nước thải không bị ảnh hưởng do hệ thống rễ cây vẫn còn giữ nguyên lại.

+ Làm hàng rào

Hàng rào cần được xây dựng để ngăn cản trẻ con và gia súc xâm nhập vào khu đất ngập nước kiến tạo, đặc biệt xâm nhập vào các khu vực dành cho giáo dục hoặc giải trí (Hunter, 1995). Chiều cao hàng rào nên làm xấp xỉ khoảng 2 mét bao quanh chu vi khu vực đất ngập nước kiến tạo. Hàng rào làm bằng cọc bê-tông và lưới thép nên được chọn lựa do cấu trúc chắc chắn và giá thành thấp.

5.3.6. Giá thành và quản lý

Giá xây dựng một khu đất ngập nước kiến tạo quả thực thay đổi theo tính đặc thù từng nơi và không có một quy luật chung cho việc lập giá. Giá thành thực tế một khu đất ngập nước kiến tạo có thể thấp hơn nếu làm lớp chống thấm bằng màng plastic so với bằng bê-tông. Các thành phần chi phí chủ yếu cần xem xét gồm các khoản:

- + Phí lập kế hoạch và xin phép;
- + Phí nguồn đất;
- + Phí xây dựng;
- + Phí làm đường vào;
- + Phí vận hành và theo dõi;
- + Các chi phí khác.

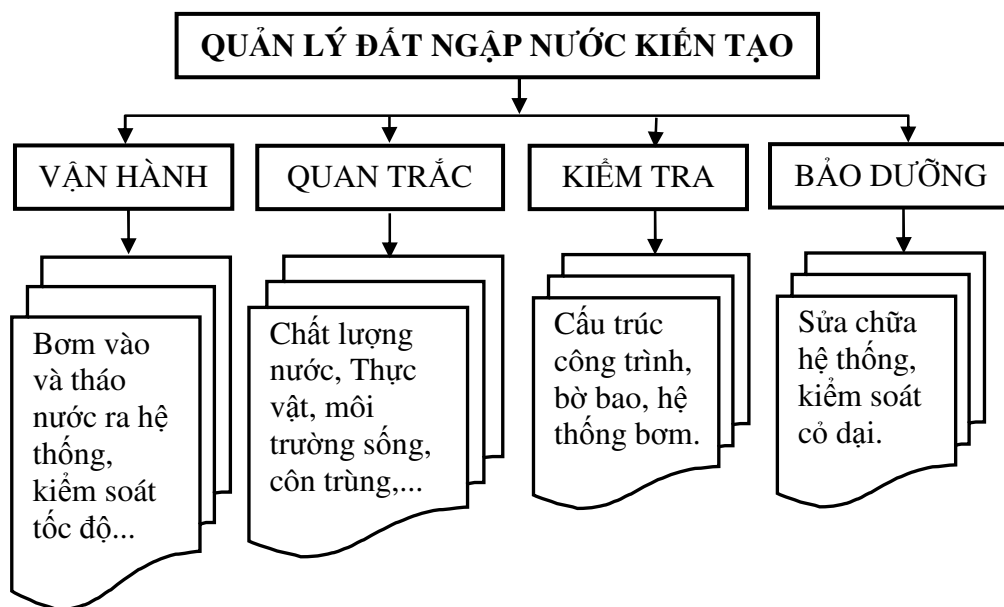
Liên quan đến việc quản lý đất ngập nước kiến tạo, hai vấn đề chính dưới đây cần được xem xét:

- i) Vấn đề úng ngập: sau một thời gian dài vận hành, các chất rắn không hòa tan và rễ cây chết phân rã sẽ tích tụ dần dần trong vật liệu lọc làm giảm không gian rỗng. Điều này gây nên sự úng ngập. Lớp lọc hệ thống nên được thay thế ít nhất 5 năm một lần.
- ii) Vấn đề dòng chảy chậm: do chất rắn tích tụ ở hệ thống phân phối đầu vào làm dòng chảy vào bị chậm lại. Để tránh hiện tượng này, hệ thống đầu vào cần có lưới chắn và phải được làm sạch định kỳ.

Sơ đồ quản lý có thể tham khảo ở hình 5.6. Để chi tiết hóa việc vận hành - quản lý, một bảng danh sách các việc phải lưu ý cần được đặt ra, bao gồm:

- Bảo dưỡng bờ, vùng đất bao quanh khu đất ngập nước;

- Kiểm tra tốc độ dòng chảy trong khu đất ngập nước kiến tạo xem coi nó còn ở mức như tính toán thiết kế hay không;
- Loại bỏ tất cả các rác gây nghẹt ở công trình cấu trúc đầu vào và đầu ra;
- Thay thế cây trồng khi cần thiết;
- Loại bỏ các loại cỏ dại không mong muốn phát triển trong khu đất ngập nước;
- Kiểm tra sâu bệnh trên cây trồng đất ngập nước;
- Bảo vệ chiều sâu mực nước không chế;
- Ngăn chặn sự xói mòn và sụt đất;
- Kiểm tra và ngăn chặn dấu hiệu sự chảy tràn trên mặt thoáng đối với đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm.
- Ngăn cản các dấu hiệu kẻ lạ mặt, trẻ con, gia súc,... xâm nhập vào khu đất ngập nước kiến tạo.



Hình 5.6. Sơ đồ quản lý đất ngập nước kiến tạo

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Adamus, P. R., Clairain, E. J., Smith, R. D., and Young, R. E. (1987). "Wetland Evaluation Technique (WET)." *Methodology*, II.
2. Adger, W. N. (1999). "Social vulnerability to climate change and extremes in coastal Vietnam." *World Development*, 27(2), 249-269
3. Armstrong, W., Armstrong, J., and Beckett, P. M. (1990). "Measurement and modelling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*." *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, P. F. Cooper and B. C. Findlater, eds., Pergamon Press, Oxford, U.K., 41-45.
4. Barbier, E. (1993). "Sustainable use of wetlands valuing tropical wetland benefits: economic methodologies and application." *Geographical Journal*, 159, 22-32.
5. Barko, J. W., and Smart, R. M. (1983). "Effects of organic matter additions to sediment on the growth of aquatic plants." *Journal of Ecology*, 71, 161-175.
6. Bayley, S. E., Zoltek, J. J., Hermann, A. J., Dolan, T. J., and Tortora, L. (1985). "Experimental manipulation of nutrients and water in a freshwater marsh: effects on biomass, decomposition, and nutrient accumulation." *Limnology and Oceanography*, 30, 500-512.
7. Bazilevich, N. I., Rodin, L. Y., and Rozov, N. N. (1971). "Geographical aspects of biological productivity." *Soviet Geography*, 12, 293-317.
8. Bear, J. (1988). *Dynamics of fluids in porous media*, Dover Publications, New York.
9. Bedford, B. (1996). "The need to define hydrologic equivalence at the landscape scale for freshwater wetland mitigation." *Ecological Applications*, 6, 57-68.
10. Bendoricchio, G., Cin, L. D., and Persson, J. (2000). "Guidelines for free water surface wetland design." *EcoSystem Bd.*, 8, 51-91.
11. Billore, S. K., Singh, N., Sharma, J. K., Dass, P., and Nelson, R. M. (1999). "Horizontal subsurface flow gravel bed constructed wetland with *Phragmites Karka* in Central India." *Water Science and Technology*, 40(3), 163-171.
12. Bradley, P. M., and Morris, J. T. (1991). "The influence of salinity on the kinetics of NH_4^+ uptake in *Spartina alterniflora*." *Oecologia*, 85, 375-380.
13. Brinson, M. (1996). "Assessing wetland functions using HGM." *Natural Wetlands Newsletter*.
14. Brinson, M. M. (1993). "A Hydrogeomorphic Classification for Wetlands." US Army Corps of Engineers, Greenville, NC.
15. Brinson, M. M., Lugo, A. E., and Brown, S. (1981). "Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands." *Annual Review of Ecology and Systematics*, 12, 123-161.
16. Brix, H. (1993). *Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance*, Lewis Publishers, Pensacola, Florida.
17. Brix, H. (1997). "Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?" *Water Science and Technology*, 35, 11-17.
18. Brix, H., and Schierup, H. H. (1990). "Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport." *Constructed Wetlands in*

- Water Pollution Control, P. F. Cooper and B. C. Findlater, eds., Pergamon Press, Oxford, UK, 53-66.
19. Brix, H., Sorrell, B. K., and Schierup, H. H. (1996). "Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*." *Aquatic Botany*, 54, 151-163.
20. Brock, T. D., and Madigan, M. T. (1991). *Biology of Microorganisms*, Prentice Hall International Inc., London.
21. Brown, S. (1981). "A comparison of the structure, primary productivity, and transpiration of cypress ecosystems in Florida." *Ecological Monographs*, 51, 403-427.
22. Carpenter, S. R., Kraft, C. E., Wright, R., He, X., Soranno, P. A., and Hodgson, J. R. (1992). "Resilience and resistance of a lake phosphorus cycle before and after food web manipulation." *American Naturalist*, 140, 781-798.
23. Carr, R. S., Chapman, D. C., Presley, B. J., Biedenbach, J. M., Robertson, L., Boothe, P., Kilada, R., Wade, T., and Montagna, P. (1997). "Sediment porewater toxicity assessment studies in the vicinity of offshore oil and gas production platforms in the Gulf of Mexico." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (in press).
24. Chambers, P. A., Prepas, E. E., Bothwell, M. L., and Hamilton, H. R. (1991). "Current velocity and its effect on aquatic macrophytes in flowing waters." *Ecological Applications*, 1, 249-257.
25. Cherry, J. A., and Freeze, R. A. (1979). *Groundwater*, Prentice-Hall, Inc., New Jersey.
26. Chris, C. T., and Vivian, C. K. (1997). "Guidelines for constructed wetland treatment of farm dairy wastewaters in New Zealand." NIWA Science and Technology Series C. T. Chris, Vivian, C.K., ed., NIWA, 68.
27. Conner, W. H., and Day, J. W. (1992). "Water level variability and litterfall productivity of forested freshwater wetlands in Louisiana." *American Midland Naturalist*, 128, 237-245.
28. Conway, T. E., and Murtha, J. M. (1989). "The Iselin Marsh Pond Meadow." *Constructed wetlands for wastewater treatment. Municipal, Industrial and Agriculture*, D. A. Hammer, ed., Lewis Publishers, Chelsea, MI, 139.
29. Cooper, P. F. (1993). *The use of reed bed systems to treat domestic sewage: The European design and operations guidelines to reed bed treatment systems*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
30. Cooper, P. F., and Findlater, B. C. "Constructed wetlands in water pollution control." *International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollutant Control*, Cambridge, UK, 605.
31. Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C., and LaRoe, E. T. (1979). "Classification of wetlands and deeper habitats of the United States." *FWS/OBS-79/31*, US. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service Biological Services Program.
32. Crawford, R. M. M. (1993). "Root survival in flooded soils." *Mires, swamp, bog, fern and moor, ecosystems of the world*, A. Gore, ed., Elsevier Science, Amsterdam, 257-283.
33. Crites, R., and Tchobanoglous, G. (1998). *Small and decentralized wastewater management systems*, McGraw-Hill, Singapore.
34. Crites, R. W. (1994). "Design criteria and practice for constructed wetlands." *Water Science and Technology*, 129, 1-6.
35. Cronk, J. K., and Siobhan, F. M. (2001). *Wetland Plants: Biology and Ecology*, CRC Press LLC, Lewis Pub.
36. Crowley, W. P. (1968). "A global numerical ocean model: Part 1." *Journal of Computational Physics*, 3(1), 111-147.

37. Cueto, A. J. (1993). *Development of criteria for the design and construction of engineered aquatic treatment units in Texas*, Lewis Publishers, Boca Raton.
38. D'Antonio, C. M., and Vitousek, P. M. (1992). "Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change." *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23, 63-87.
39. Danielson, R. E., and Sutherland, P. L. (1986). "Porosity." *Method of Soil Analysis, Part 1., Physical, Mineralogical Methods*, A. Klute, ed., SSSA, Madison, WI, 443-460.
40. Daubenmire, R. F., and Daubenmire, J. B. (1968). "Forest vegetation of eastern Washington and northern Idaho." *Technical Bulletin 60*, Washington Agricultural Experimental Station, Washington.
41. Davies, T. H., and Hart, B. T. (1990). "Use of aeration to promote nitrification in reed beds treating wastewater." *Advanced Water Pollution Control*, 11, 77-84.
42. Davis, L. (1995). *A handbook of constructed wetlands, Volume 1: General considerations*, USDA-NRCS, EPA Region III.
43. Davis, T. J. (1993). *Towards the wise use of wetlands*, Reports of the Ramsar Convention Wise Use Project.
44. Donald, M. K. (2000). "Applied wetlands science and technology." Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 550.
45. Dục, L. D. (1998). "Báo cáo tổng quan về ĐNN Việt Nam." Bộ Khoa học, Công nghệ và Môi trường, Hà Nội.
46. Ernst, W. H. O. (1990). "Ecophysiology of plants in waterlogged and flooded environments." *Aquatic Botany*, 38, 73-90.
47. FAO. (1994). *Mangrove forestry guidelines*, Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
48. Federal Interagency Committee for Wetland Delineation. (1989). "Federal Manual for Identifying and Delineation Jurisdictional Wetlands." U.S. Army Corps of Engineers, U.S. Environmental Protection Agency, U.S. Fish and Wildlife Service, and U.S.D.A. Soil Conservation Service, Washington, D.C.
49. Fitter, A. H., and Hay, R. K. M. (1987). *Environmental physiology of plants*, Academic Press, London, UK.
50. Flowers, T. J., Hajibagheri, M. A., and Clipson, N. J. W. (1986). "Halophytes." *Quarterly Review of Biology*, 61, 313-337.
51. Freeze, R. A., and Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*, Prentice-Hall, Inc., New Jersey.
52. Fried, M., and Dean, L. A. (1955). "Phosphate retention by iron and aluminum in cation exchange systems." *Soil Science Society of American Journal* 19, 143-147.
53. Gambrell, R. P., and Patrick, W. H. (1978). "Chemical and microbiological properties of anaerobic soils and sediments." *Plant life in Anaerobic Environments*, D. D. Hook and R. M. Crawford, eds., Ann Arbor Sci. Pub., Ann Arbor, MI., 375-423.
54. Glaser, P. H. (1992). "Peat landforms." *The Patterned Peatlands of Minnesota*, H. E. Wright, Coffin, B.A., Aaseng, N.E., ed., University of Minnesota Press, Minnesota, USA, 3-13.
55. Gordon, D. R. (1998). "Effects of invasive, non-indigenous plant species on ecosystem processes: lessons from Florida." *Ecological Applications*, 8, 975-989.
56. Greenkorn, R. A. (1983). *Flow phenomena in porous media: Fundamentals and applications in petroleum, water, and food production*, Marcel Dekker, New York.
57. Hammer, D. A., Pullin, B. P., and Watson, J. T. (1989). *Constructed wetlands for livestock waste treatment*, Missouri.

58. Hogan, D., Maltby, E., and Blackwell, M. "Wetlands as buffer zones in catchment water resource management." *Ecosystem Service and Sustainable Watershed Management in North China International Conference*, Beijing, P.R. China.
59. Holm, L. W. (1986). "Miscibility and miscible displacement." *Journal of Petroleum Technology*, 8, 817-818.
60. Howes, B. L., Dacey, J. W. H., and Teal, J. M. (1985). "Annual carbon mineralization and belowground production of *Spartina alterniflora* in a New England salt marsh." *Ecology*, 66, 595-605.
61. Hunter, G. J. "Constructed wetlands safety issues." *National Conference on Wetlands for Water Quality Control* Townsville, 25-29.
62. IDEM. (1997). "Constructed wetland wastewater treatment facilities guidance." *Water-0001-NPD*, Indiana Department of Environmental Management, Indiana.
63. IPCC. (2007). *Climate change 2007: Impacts, adaptation, and vulnerability*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
64. Jespersen, D. N., Sorrell, B. K., and Brix, H. (1998). "Growth and root oxygen release by *Typha latifolia* and its effects on sediment methanogenesis." *Aquatic Botany*, 61, 165-180.
65. John, Z. (1994). "Enhancement, restoration and creation of freshwater wetlands." *Applied wetlands science and technology*, M. K. Donald, ed., Lewis Publishers, Boca Raton, 127-166.
66. Johnson, A. M., and Leopold, D. J. (1994). "Vascular plant species richness and rarity across a minerotrophic gradient in wetlands of St. Lawrence County, New York, USA." *Biodiversity and Conservation*, 3, 606-627.
67. Johnson, P., and Gerbeaux, P. (2004). *Wetland types in New Zealand*, Department of Conservation, Wellington.
68. Jordan, T. E., Whigham, D. F., and Correll, D. L. (1990). "Effects of nutrient and litter manipulations on the narrow-leaved cattail, *Typha angustifolia*." *Aquatic Botany*, 36, 179-191.
69. Jury, W. A., and Horton, R. (2004). *Soil Physics*, John Wiley & Sons, Inc., New Jersey.
70. Kadlec, R. H., and Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
71. Kadlec, R. H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., and Haberl, R. (2000). *Constructed wetlands for pollution control*, IWA Publishing, London.
72. Keddy, P. A. (2000). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
73. Kelly, P. M., and Adger, W. N. (2000). "Theory and practice in assessing vulnerability to climatic change and facilitating adaption." *Climatic change*, 47, 325-352.
74. Kent, D. M. (2001). *Applied wetlands science and technology*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
75. Kent, D. M., Reimold, R. J., and And Kelly, J. M. (1990). "Macroscale Wetlands Delineation and Assessment,." Connecticut Department of Transportation, Bureau of Planning, Connecticut.
76. Kent, D. M., Reimold, R.J., Kelly, J.M., Tammi, C.E. (1992). *Coupling wetland structure and function: developing a condition index for wetlands monitoring*, Elsevier Applied Science, London.
77. Kent, D. M., Schwegler, B.R., and Langston, M.A. (1999). "Virtual reference wetlands for assessing wildlife." *Fla. Sci.*, 62(222).

78. Kickuth, R. "Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under limnic conditions." *the International Conference on Utilization of Manure by Land Spreading*, London, U.K, 335-343.
79. Klopatek, J. M. (1978). *Nutrient dynamics of freshwater Riverine marshes and the role of emergent macrophytes*, Academic Press, New York.
80. Koch, M. S., Mendelssohn, I. A., and Mc Kee, K. L. (1990). "Mechanism for the sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes." *Limnology and Oceanography*, 35, 399-408.
81. Kung, K. J. S. (1990). "Preferential flow in a sandy vadose zone. 1. Field Observation and 2. Mechanism and implications." *Geoderma*, 46, 51-71.
82. Kutílek, M., and Nielsen, D. R. (1994). *Soil Hydrology*, Catena, Cremlingen-Destedt, Germany.
83. Laanbroek, H. J. (1990). "Bacterial cycling of minerals that affect plant growth in waterlogged soils: a review." *Aquatic Botany*, 38, 109-125.
84. Lienard, A., Boutin, C., and Esser, A. (1990). *Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France*, Pergamon Press, Oxford.
85. Lin, A. Y. C., Debroux, J. F., Cunningham, J. A., and Reinhard, M. (2003). "Comparison of rhodamine WT and bromide in the determination of hydraulic characteristics of constructed wetlands" *Ecological Engineering* 20(1), 75-88.
86. Longstreth, D. J., Bolaños, J. A., and Smith, J. E. (1984). "Salinity effects on photosynthesis and growth in *Alternanthera philoxeroides*." *Griseb. Plant Physiology*, 75, 1044-1047.
87. Lugo, A. E., Brown, S., and Brinson, M. M. (1988). "Forested wetlands in freshwater and salt-water environments." *Limnology and Oceanography*, 33, 894-909.
88. Madsen, J. D. "Growth of waterhyacinth in North Texas." *Proceedings of the Annual Meeting of the Texas Academy of Science*, Texas, 12-17.
89. Madsen, J. D., and Adams, M. S. (1988). "The seasonal biomass and productivity of the submerged macrophytes in a polluted Wisconsin stream." *Freshwater Biology*, 20, 41-50.
90. Malecki, R. A., Lassoie, J. R., Rieger, E., and Seamans, T. (1983). "Effects of long-term artificial flooding on a Northern Bottomland Hardwood Forest Community." *Forest Science* 29(3), 535-544.
91. Maltby, E., and Turner, R. E. (1983). "Wetlands are not wastelands." *Geographical Magazine*, LV, 92-97.
92. Mathias, M. E., and Moyle, P. (1992). "Wetland and aquatic habitats." *Agriculture Ecosystems and Environment* 42(1-2), 165-176.
93. Melbourne Water. (2002). "Constructed wetland systems design guidelines for developers." Melbourne Water, Melbourne 32.
94. Merz, S. K. (2000). *Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage*, Queensland Department of Natural Resources, Brisbane, Qld.
95. Metcalf, and Eddy. (1991). *Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse*, McGraw-Hill, Singapore.
96. Miller, J., and Hogan, H. (1997). "Dispersion. Groundwater pollution primer." CE 4594, S. a. G. Pollution, ed., Civil Engineering Department, Virginia Tech. , Virginia.
97. Mitsch, W. J. (1988). "Productivity - hydrology - nutrient models of forested wetlands." *Wetland Modelling*, W. J. Mitsch, Straskraba, M., Jørgensen, S.E., ed., Elsevier, Amsterdam, 115-132.

98. Mitsch, W. J., and Ewel, K. C. (1979). "Comparative biomass and growth of cypress in Florida wetlands." *American Midland Naturalist*, 101, 417-426.
99. Mitsch, W. J., and Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands*, Wiley New York.
100. Moore, P. D., and Bellamy, D. J. (1974). *Peatlands*, Elek Science, London.
101. Morel, A., and Diener, S. (2006). "Greywater management in low and middle-income countries: Review of different treatment systems for households or neighbourhoods." Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland.
102. Moshiri, G. A. "Constructed wetlands for water quality improvement." *Pensacola conference*, Florida, 632.
103. Moss, B. (1988). *Ecology of freshwater*, Blackball Scientific Publishers, London.
104. MRC. (2005). "Base Information of the Lower Mekong Basin, <http://emap.mrcmekong.org/website/gb%5Fbasemap/viewer.htm>."
105. Neill, C. (1990). "Effects of nutrients and water levels on emergent macrophyte biomass." *Canadian Journal of Botany*, 68, 1007-1014.
106. Nhan, N. V. "Wetland mapping in the Mekong Delta and Tram Chim area using Geographical Information Systems (GIS)." *Workshop on Balancing economic development with environmental conservation*, London, UK, 87-93.
107. Nilsson, C. (1987). "Distribution of stream-edge vegetation along gradient of current velocity." *Journal of Ecology*, 75, 513-522.
108. Odum, H. T. (1956). "Primary production in flowing waters." *Limnology Oceanography*, 1, 103-117.
109. Odum, W. E., Fisher, J. S., and Pickral, J. C. (1979). "Factors controlling the flux of particulate organic carbon from estuarine wetlands." *Ecological Processes in Coastal and Marine Systems*, R. J. Livingston, ed., Plenum Press, New York, 69-80.
110. Patrick, W. H. J., and Reddy, K. R. (1976). "Nitrification-denitrification in flooded soils and water bottoms : dependence on oxygen supply and ammonium diffusion." *Journal of Environmental Quality*, 5, 469-472.
111. Pezeshki, S. R. (1994). "Plant response to flooding." *Plant-Environment Interactions*, R. E. Wilkinson, ed., Marcel Dekker, New York, NY, USA, 289-321.
112. Pomeroy, L. R., and Wiegert, R. G. (1981). *The ecology of a salt marsh*, Springer-Verlag, New York.
113. Ponnampetuma, F. N. (1984). "Effects of flooding on soils." *Flooding and Plant Growth*, T. T. Kozlowski, ed., Academic Press, Orlando, FL, USA, 10-46.
114. Reddy, K. R., Patrick, W.H., Lindau, C.W. (1989). "Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands." *Limnol. Ocean.*, 34, 1004-1013.
115. Reed, S. C., and Brown, D. (1995). "Subsurface flow wetlands - A performance evaluation." *Water Environ. Res.*, 67, 244-248.
116. Reed, S. C., Crites, R. W., and Middlebrooks, E. J. (1995). *Natural systems for waste management and treatment*, McGraw-Hill, New York.
117. Rey, B. J. H., and Schneider, S. M. (1993). "Diversity patterns of wet meadows along geochemical gradients in central Spain." *Journal of Vegetation Science*, 4, 103-108.
118. Rich, G. L. (1980). *Low-maintenance mechanically simple wastewater treatment systems*, McGraw-Hill, Inc., New York.

119. Robert, A. C., and Paul, T. B. (1994). "Constructed wetlands for wastewater treatment." *Applied Wetlands Science and Technology*, D. M. Kent, ed., Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 436.
120. Sand-Jensen, K., and Borum, J. (1991). "Interactions among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries." *Aquatic Botany*, 41, 137-175.
121. Schmid, B. H., Hengl, M. A., and Stephan, U. (2004). "Salt tracer experiments in constructed wetland ponds with emergent vegetation: laboratory study on the formation of density layers and its influence on breakthrough curve analysis." *Water Research*, 38(8), 2095-2102.
122. Schnoor, J. L. (1996). *Environmental modeling: Fate and transport of pollutants in water, air, and soil*, John Wiley & Sons, New York.
123. Scott, D. A. (1989). *A directory of Asian wetland*, IUCIN, Cambridge, UK.
124. Sculthorpe, C. D. (1967). *The biology of aquatic vascular plants*, Edward Arnold, London.
125. Sebach, D. I., Harriss, R. C., and Bartlett, K. B. (1985). "Methane emissions to the atmosphere through aquatic plants." *J. Environ. Qual.*, 14 40-46.
126. Seidel, K. (1976). *Macrophytes and water purification*, In: *Biological Control of Water Pollution*, University of Pennsylvania Press.
127. Sikora, F. J., Zhu, T., Behrends, L. L., Steinberg, S. L., and Coonrod, H. S. (1995). "Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface: removal rates and mechanisms." *Water Science and Technology*, 32(3), 193-203.
128. Sipple, W. S. (1988). "Wetland identification and delineation manual. Volume I: rational, wetland parameters, and overview of jurisdictional approach." Office of Wetlands Protection, US-EPA, Washington D.C.
129. Smart, R. M., and Barko, J. W. (1980). "Nitrogen nutrition and salinity tolerance of *Distichlis Spicata* and *Spartina Alterniflora*." *Ecology*, 61(3), 630-638.
130. Solano, M. L., Soriano, P., and Ciria, M. P. (2003). "Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages." *Biosystem Engineering*, 87(1), 109-118.
131. Steven, G. B., and George, B. S. (1995). "An approach toward rational design of constructed wetlands for wastewater treatment " *Ecological Engineering*, 4(4), 249-275.
132. Stromberg, J. C., and Patten, D. T. (1992). "Mortality and age of black cottonwood stands along diverted and undiverted streams in the eastern Sierra Nevada, California." *Madroño*, 39(3), 205-223.
133. Tchobanoglous, G. (1991). *Wastewater engineering: Treatment, Disposal, Reuse*, McGraw-Hill, Inc., New York.
134. Tchobanoglous, G., and Eliassen, R. (1970). "Filtration of treated sewage effluent." *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 96(2), 243-265.
135. Tiner, R. W. (1988). *Field guide to nontidal wetland identification*, Maryland Department of Natural Resources, Annapolis, MD and U.S. Fish & Wildlife Service, Newton Corner, MA.
136. Tinner, R. W. (1999). *Wetland indicators: A guide to wetland identification, delineation, classification, and mapping*, CRC Press LLC, Boca Raton.
137. Tomlinson, P. B. (1986). *The botany of mangroves*, Cambridge University Press., Cambridge, UK.
138. Tuan, L. A., and Wyseure, G. "Action plan for the multi-level conservation of forest wetlands in the Mekong River Delta, Vietnam." *International Congress on Development, Environment and Natural Resources: Multi-level and Multi-scale Sustainability*,

- Cochabamba, Bolivia, 1502-1510.
139. US-ACE. (1987). "Wetlands delineation manual." *Report Y-87-1*, US-ACE - Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg.
 140. US-EPA. (1988). *Design manual: Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment*, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, USA.
 141. US-EPA. (1991). "Proposed revisions to the Federal manual for delineating wetlands." Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Washington, D.C.
 142. US-EPA. (1993). "Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment - A technology assessment."
 143. US-EPA. (1999). "Manual of constructed wetlands treatment of municipal wastewaters." U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
 144. US-EPA. (2007). "World In Our Backyard, <http://www.epa.gov/ne/students/teacher/world.html>." US-EPA and the New England Interstate Water Pollution Control Commission.
 145. US Fish and Wildlife Service. (1980). "Habitat Evaluation Procedures (HEP)." Division of Ecological Services, Department of the Interior, Washington, D.C.
 146. van Genuchten, M. T., Sudicky, E.A. (1999). *Recent advances in vadose zone flow and transport modeling*, Oxford University Press, New York.
 147. Vymazal, J. (2005). "Horizontal subsurface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment." *Ecol. Eng.*, 25, 478-490.
 148. Wang, Z., Feyen, J., and Ritsema, C. J. (1998). "Susceptibility and predictability of conditions for preferential flow." *Water Resources Research*, 34(9), 2169-2182.
 149. Wassmann, R., Hien, N. X., Hoanh, C. T., and Tuong, T. P. (2004). "Sea level rise affecting the Vietnamese Mekong Delta: Water elevation in the flood season and implications for rice production." *Climatic change* 66(1/2), 89-107
 150. Watson, J. T., and Hobson, J. A. (1989). *Hydraulic design considerations and control structures for constructed wetlands for wastewater treatment*, Lewis Publishers, Chelsea, MI.
 151. Westlake, D. F. (1963). "Comparisons of plant productivity." *Biological Review*, 38, 385-425.
 152. Westlake, D. F. (1967). "Some effects of low velocity currents on the metabolism of aquatic macrophytes." *Journal of Experimental Botany*, 18, 187 - 205.
 153. Wetzel, R. G. (1983). *Limnology*, Saunders college publishing, Orlando, Florida.
 154. White, R. (1985). *The influence of macropores on the transport of dissolved and suspended matter through soil*, Springer Verlag, New York.
 155. Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., and Losos, E. (1998). "Quantifying threats to imperiled species in the United States: assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, overexploitation, and disease." *BioScience* 48, 607-615.
 156. WPCF. (1990). "Manual of practice: Natural systems for wastewater treatment." *FD-16*, Water Pollution Control Federation, Washington, DC.
 157. Wynn, T. M., and Liehr, S. K. (2000). "Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model." *Ecological Engineering*, 16, 519-536.
 158. Yamagiwa, K. (2007). "Upflow constructed wetland for on-site industrial wastewater treatment." International Forum on Water Environmental Governance in Asia, Beppu, Oita, Japan.

MỤC LỤC

LỜI MỞ ĐẦU	iii
TÓM TẮT	iv
ABSTRACT	v
Các từ viết tắt và ký hiệu	vi
Danh sách hình	ix
Danh sách bảng	xii
Chương 1. TỔNG QUAN VỀ ĐẤT NGẬP NƯỚC	1
1.1. Định nghĩa	2
1.2. Đặc điểm đất ngập nước	3
1.2.1. Nguồn nước	3
1.2.2. Thực vật	5
1.2.3. Đất	5
1.3. Phân loại đất ngập nước	7
1.3.1. Các hệ thống phân loại đất ngập nước	7
1.3.2. Phân loại theo Công ước đất ngập nước Ramsar	8
1.3.2.1. Nhóm đất ngập nước vùng ven biển/vùng biển	8
1.3.2.2. Nhóm đất ngập nước nội địa	9
1.3.2.3. Nhóm đất ngập nước nhân tạo	10
1.4. Chức năng và giá trị của đất ngập nước	11
1.4.1. Chu trình thủy văn và các biến đổi cơ bản	12
1.4.2. Điều tiết dòng chảy lũ và bổ sung nước ngầm	12
1.4.3. Giữ lại các phần tử hạt và tạo nguồn nguyên liệu thô	12
1.4.4. Môi trường sống cho thủy thực vật và động vật hoang dã	12
1.4.5. Giá trị giáo dục và khoa học	12
1.5. Đất ngập nước được bảo tồn ở hạ lưu sông Mekong và Việt Nam	13
1.6. Các nguy cơ đối với hệ sinh thái đất ngập nước	14
1.6.1. Sự thay đổi của các điều kiện thủy văn	15
1.6.2. Sự xâm chiếm của các sinh vật ngoại lai	15
1.6.3. Sự thay đổi khí hậu toàn cầu	16
Chương 2: ĐẤT NGẬP NƯỚC KIẾN TẠO	17
2.1. Khái niệm	17
2.1.1. Xử lý nước thải bằng đất ngập nước	17
2.1.2. Định nghĩa đất ngập nước kiến tạo	17

2.1.3. Lịch sử nghiên cứu đất ngập nước kiến tạo	18
2.2. Phân loại đất ngập nước kiến tạo	20
2.2.1. Đất ngập nước kiến tạo chảy mặt.....	21
2.2.2. Đất ngập nước kiến tạo chảy ngầm.....	21
2.2.3. So sánh đất ngập nước kiến tạo chảy mặt và chảy ngầm.....	23
2.2.4. Đất ngập nước kiến tạo kiểu lai	25
2.3. Hệ thống xử lý nước thải qua đất - cây trồng đa cấp	26
2.4. Đánh giá tính kinh tế khi sử dụng đất ngập nước kiến tạo để xử lý nước thải so với các kỹ thuật khác	27
Chương 3. MỘT SỐ THỰC VẬT PHÁT TRIỂN Ở ĐẤT NGẬP NƯỚC VÙNG ĐỒNG BẰNG SÔNG CỬU LONG	29
3.1. Định nghĩa.....	29
3.2. Vai trò của thực vật trong xử lý nước thải	30
3.3. Các nhóm thực vật ở đất ngập nước.....	31
3.3.1. Thực vật nổi	31
3.3.2. Thực vật chìm	32
3.3.3. Các thực vật có lá nổi trên mặt nước	33
3.3.4. Các thực vật trôi nổi.....	33
3.4. Các điều kiện môi trường và sự phát triển của thực vật đất ngập nước.....	34
3.4.1. Nơi sinh sống của thực vật đất ngập nước	34
3.4.2. Ảnh hưởng chế độ thủy văn lên thực vật đất ngập nước	35
3.4.2.1. Ảnh hưởng đến năng suất sản xuất sơ cấp	35
3.4.2.2. Ảnh hưởng đến phân bố của các loài thực vật	36
3.4.2.3. Ảnh hưởng của việc dao động mực nước đến sự đa dạng của quần thể thực vật đất ngập nước	38
3.4.2.4. Ảnh hưởng dòng chảy đến khu đất ngập nước ven sông	38
3.4.3. Điều kiện sinh trưởng của thực vật đất ngập nước	39
3.4.3.1. Trầm tích yếm khí.....	39
3.4.3.2. Lượng dưỡng chất ở các khu vực đất ngập nước	41
3.4.3.3. Các độc tố đối với thực vật trong khu đất ngập nước	41
3.4.4. Chất nền ở những khu đất ngập nước mặn	41
3.4.5. Điều kiện chất nền ở những khu vực than bùn	42
3.4.6. Điều kiện sinh trưởng của thực vật chìm	44
Chương 4: LÝ THUYẾT VỀ CƠ CHẾ CHUYỂN VẬN CHẤT Ô NHIỄM TRONG ĐẤT NGẬP NƯỚC	46
4.1. Tổng quát việc loại bỏ chất ô nhiễm trong nước thải	46

4.2. Đặc trưng dòng chảy trong đất.....	47
4.2.1. Kích thước hạt.....	47
4.2.2. Độ rỗng của đất.....	47
4.2.3. Độ dẫn thủy lực.....	48
4.2.4. Định luật Darcy.....	49
4.2.5. Số Reynold.....	51
4.2.6. Khái niệm vi tầm và vĩ tầm trong dòng chảy ngầm.....	52
4.2.7. Dòng ưu thế.....	52
4.3. Thủy văn nước ngầm.....	53
4.3.1. Tiến trình thủy văn nước ngầm.....	53
4.3.2. Mô hình khái quát cân bằng khối.....	54
4.3.3. Phương trình dòng chảy ngầm theo phương ngang.....	55
4.4. Lý thuyết của tiến trình chuyển vận chất ô nhiễm.....	56
4.4.1. Chuyển vận do đối lưu.....	57
4.4.2. Chuyển vận do sự phân tán thủy động lực học.....	57
4.4.3. Chuyển vận do sự phân tán cơ học.....	57
4.4.4. Chuyển vận do sự khuếch tán phân tử.....	60
4.5. Cơ chế loại bỏ chất rắn lơ lửng.....	61
4.6. Cơ chế loại bỏ nitrogen.....	62
4.7. Cơ chế loại bỏ phosphorus.....	64
4.8. Cơ chế loại bỏ các mầm bệnh.....	64
4.9. Cơ chế loại bỏ kim loại nặng.....	65
Chương 5: CÁC THÔNG SỐ THIẾT KẾ ĐẤT NGẬP NƯỚC KIẾN TẠO.....	66
5.1. Tổng quát.....	66
5.2. Lược khảo thiết kế đất ngập nước kiến tạo.....	67
5.3. Các tiếp cận thiết kế đất ngập nước kiến tạo.....	69
5.3.1. Mục tiêu thiết kế và ý muốn xử lý.....	70
5.3.2. Chọn tuyến công trình.....	73
5.3.3. Các trị số thiết kế.....	75
5.3.4. Các áp dụng thực vật thủy sinh.....	79
5.3.5. Các yếu tố thiết kế vật lý.....	80
5.3.6. Giá thành và quản lý.....	84
Tài liệu tham khảo.....	86

ĐẤT NGẬP NƯỚC KIẾN TẠO



TS. LÊ ANH TUẤN (Chủ biên)
ThS. LÊ HOÀNG VIỆT – GS.TS. GUIDO WYSEURE

Chịu trách nhiệm xuất bản:
LÊ QUANG KHÔI

<i>Phụ trách bản thảo</i>	: Lê Anh Việt
<i>Biên tập</i>	: Đặng Ngọc Phan
<i>Trình bày – Bìa</i>	: Anh Vũ – Khánh Hà

NHÀ XUẤT BẢN NÔNG NGHIỆP
167/6 - Phương Mai - Đống Đa - Hà Nội
ĐT: (04) 38523887 - 35760656 - 38521940
Fax: (04) 35760748. E-mail: nxbnn@hn.vnn.vn

CHI NHÁNH NHÀ XUẤT BẢN NÔNG NGHIỆP
58 Nguyễn Bình Khiêm Q.1, TP. Hồ Chí Minh
ĐT: (08) 38297157 – 38299521
Fax: (08) 39101036. E-mail: vietleanh1971@yahoo.com.vn

In 530 bản khổ 19 x 27 cm tại Cty CP in Bao bì và XNK tổng hợp. Đăng ký KHXB
số 86-2009/CXB/236-02/NN do Cục Xuất bản cấp ngày 2/2/2009.
In xong và nộp lưu chiểu quý II/2009