

## BAB II

### TINJAUAN PUSTAKA

#### 2.1 Tinjauan Pustaka

##### 2.1.1 *Constructed Wetlands*

*Constructed Wetland* adalah konstruksi ekosistem air dangkal yang direncanakan untuk menirukan (*simulate*) keadaan *wetlands* secara alami, dengan tujuan untuk mengurangi air limbah atau *run off* yang berpotensi menyebabkan pencemaran air (NRCS, 2001). *Constructed wetlands* merupakan sistem ekologi yang menggabungkan proses fisika, kimia dan biologi, ditinjau dari segi perencanaan dan sistem manajemen (USEPA, 1999).

Mekanisme perlakuan yang terjadi di dalam *constructed wetlands* adalah mengendapkan partikel tersuspensi, terjadi proses filtrasi dan presipitasi kimawi melalui kontak antara air buangan dengan substrat (tanah, pasir, kerikil pendukung tanaman). Proses adsorpsi dan *ion exchange* pada lapisan permukaan tanaman, substrat, sedimen, dan *litter*, dapat terjadi dalam *constructed wetlands*. Proses yang terjadi di dalam *constructed wetlands* adalah proses penguraian dan transformasi *pollutant* oleh mikroorganisme dan tanaman, penyerapan dan proses transformasi nutrient oleh tumbuhan dan mikroorganisme, pemakanan dan kematian secara alami dari bakteri patogen.

*Constructed wetlands* untuk mengolah air buangan domestik relatif merupakan teknologi baru, proses fisika, biologi dan kimia yang terjadi didalamnya sangat sulit untuk dipahami, hasil perlakuan yang tidak konsisten sehingga memerlukan penelitian yang lebih lanjut untuk mendapatkan hasil dan fungsi yang optimal.

### 2.1.2 Padatan Tersuspensi di Dalam *Constructed Wetlands*

Padatan tersuspensi dapat dihilangkan dan diproduksi di dalam proses alami *wetlands*. Proses utama untuk *removal* padatan tersuspensi adalah dengan proses flokulasi, sedimentasi, filtrasi dan intersepsi. Padatan tersuspensi di dalam *wetlands* terjadi apabila ada kematian dari invertebrata, batang tanaman yang jatuh, produksi dari plankton dan mikroba di dalam kolom air atau yang menempel pada permukaan tanaman, dan senyawa kimia yang terpresipitasi (USEPA, 1999). Partikel yang besar dan berat akan segera mengendap di dalam bukaan *inlet*, dan partikel yang lebih kecil dan ringan akan mengendap setelah terbawa oleh air dan melewati vegetasi yang terdapat di dalam *wetlands* (Merz, 2000).

Tanaman *wetlands* dapat meningkatkan proses sedimentasi dengan mengurangi *mixing* pada kolom air dan resuspensi dari partikel pada permukaan sedimen. Selain proses sedimentasi proses agregasi juga terdapat di dalam *constructed wetlands* yaitu proses bersatunya partikel secara alami membentuk jonjot (Merz, 2000). Distribusi dari *inflow*, aliran yang seragam, keseragaman tanaman, angin yang bertiup ke daratan, menuju *wetlands* secara umum dapat mempengaruhi aliran *turbulen* kolom air dan terjadi *mixing* dan mempengaruhi

terhadap proses agregasi dan proses sedimentasi dan proses resuspensi, dan proses adhesi dan partikel yang halus atau kecil. Hubungan yang terjadi di lapangan dibuatkan grafik untuk menunjukkan kecocokan antara data terukur dengan level prediksi dengan menggunakan pendekatan-pendekatan. Untuk *removal suspended solid* pada *constructed wetlands* secara umum dapat menggunakan persamaan (Reed, 1995):

$$SS_{\text{effluent}} = SS_{\text{influent}} \times (A \times B \times \text{HLR}) \dots \text{eq. 2.1}$$

Dimana:  $A = 0,1139$  and  $B = 0.00213$

SS = padatan tersuspensi, mg/L

HLR = *hydraulic loading rate*, cm/hari

### 2.1.3 *Biochemical Oxygen Demand (BOD<sub>5</sub>) dan Carbon di Dalam Wetlands*

BOD<sub>5</sub> adalah banyaknya oksigen yang dibutuhkan untuk mengoksidasi bahan organik secara biokimia dalam air. Air buangan domestik sebagian besar mengandung karbon organik konsentrasi BOD<sub>5</sub> yang tinggi dan dapat diuraikan serta bahan lain yang membutuhkan oksigen untuk proses oksidasi. Di dalam *wetlands* siklus karbon didominasi oleh tanaman, yaitu di mulai dengan proses pertumbuhan dan penyerapan *nutrient*, kemudian mati dan akhirnya mengalami proses degradasi dengan melepaskan *nutrient*, selanjutnya kembali lagi menjadi tanah (Gidley, 1995).

Dekomposisi dari karbon di dalam *wetland* ditentukan oleh kesetimbangan antara karbon yang masuk ke dalam *wetland* dengan *supply* oksigen yang terjadi, apabila persediaan oksigen di dalam air tersebut cukup dengan yang dibutuhkan pada proses oksidasi bahan organik karbon maka proses degradasi berlangsung

secara aerobik, dan apabila sebaliknya maka proses dekomposisi atau degradasi berlangsung secara an-aerobik. Suplai oksigen ke dalam kolom air dalam *wetlands* terjadi karena adanya difusi langsung dari atmosfer ke permukaan air dan adanya proses fotosintesis dari tanaman di dalam kolom air (Merz, 2000). Proses degradasi dan mineralisasi karbon organik terjadi pada lapisan sedimen dan lapisan biofilm yang terdapat pada tanaman.

Di dalam *free water surface*, kehilangan konsentrasi dari BOD<sub>5</sub> telat tergantung dari pertumbuhan mikro yang menempel pada akar, batang, dan daun tanaman yang sudah mati dan jatuh ke dalam *wetland*. Apabila tanaman menutupi seluruh areal *wetlands*, maka biasanya alga tidak dapat tumbuh dan sumber utama oksigen yang paling besar untuk reaksi oksidasi adalah datang dari reaerasi pada permukaan air dan dari translokasi oksigen menuju rhizosfer (Reed. et. al., 1987). Perencanaan kedalaman di dalam *constructed wetlands* air seharusnya antara 10 mm sampai 600 mm (24 in) atau kurang untuk menjamin cukupnya distribusi oksigen (Reed et. al, 1987). Kehilangan konsentrasi BOD di dalam *wetlands* telah dideskripsikan dengan menggunakan persamaan model reaksi orde pertama, sebagai berikut:

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T t) \dots \text{eq. 2.2}$$

dimana,  $C_e = \text{effluent BOD}_5, \text{ mg/L}$

$C_o = \text{influent BOD}_5, \text{ mg/L}$

$K_t = \text{temperature, depend first order reaction rate, hari}^{-1}$

$t = \text{hydraulic residence time, hari}$

*hydraulic residence time* dapat direpresentasikan dengan menggunakan

persamaan:

$$t = \frac{LWnd}{Q} \dots \text{eq. 2.3}$$

dimana, L = panjang, m

W= lebar, m

d = kedalaman air, m

n = void ratio, 0,65 - 0,75

Q = debit rata - rata  $(\text{Flow}_{\text{in}} + \text{flow}_{\text{out}})/2$ , m<sup>3</sup>/hari

Temperatur yang mempengaruhi pada konstanta kecepatan reaksi di hitung berdasarkan konstanta untuk 20 °C dan dengan faktor koreksi yang digunakan adalah 1,1 (Tchobanoglous et. al., 1980). Konstanta kecepatan reaksi K1 (hari<sup>-1</sup>) pada temperatur T (°C) dapat ditentukan dengan menggunakan persamaan,

$$K_t = K_{20} [1,1]^{(T-20)} \dots \text{e.q. 2.4}$$

Dimana, K<sub>20</sub> = rate constant pada 20 °C = 0,0057 hari<sup>-1</sup>

Persamaan yang digunakan untuk memperkirakan hubungan BOD<sub>effluent</sub> dapat juga menggunakan persamaan (Reed, 1995):

$$\text{BOD}_{\text{effluent}} = A \times \text{BOD}_{\text{influent}} + B \times \text{HLR} \dots \text{e.q. 2.5}$$

Dimana, A = 0,192 dan B = 0,097

BOD, mg/ L

HLR = *hydraulic loading rate*, cm/ hari

#### 2.1.4 Siklus Nitrogen di Dalam *Wetlands*

Proses transformasi dan interaksi dan nitrogen dalam tanah, sedimen permukaan air, dan substrat yang berada di dalam *wetlands* sangat kompleks. Formasi dari nitrogen dalam tanah dan sedimen adalah ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) organik *phytonitrogen* dalam tanaman dan sisa tanaman, dan protein bakteri yang hidup dan mati (Novotny and Olem, 1994). Beberapa penelitian berhubungan dengan kandungan dari nitrogen pada suatu kawasan dinyatakan sebagai *Total Kjeldahl N* (TKN) atau sebagai Total N. Total Kjeldahl N adalah jumlah untuk reduksi nitrogen sama dengan jumlah organik N dan  $\text{NH}_4^+$  sedangkan total N adalah jumlah dari senyawa organik dan an-organik dan pada dasarnya merupakan penjumlahan dari TKN,  $\text{NO}_3^-$ , dan  $\text{NO}_2\text{-N}$  (Kadlec and Knight, 1996). Sumber N dalam wetland berasal dari:

- a. Proses presipitasi pada permukaan lumpur dan lapisan sedimentasi,
- b. Fiksasi N dalam air dan lapisan sedimen,
- c. *Input* dari permukaan dan air tanah melalui infiltrasi dan perkolasi,
- d. Penggunaan pupuk,
- e. Pelepasan N selama proses dekomposisi tumbuhan dan hewan yang mati,
- f. Air limbah yang dialirkan ke dalam *wetlands* (Reddy and Patrick, 1984).

Beberapa proses dapat *men-transport* dan *mentranslokasi* kandungan N dari satu sifat ke sifat lain dalam *wetlands* tanpa adanya proses transformasi molekul, proses tersebut diantaranya adalah (Kadlec and Knight, 1996) :

- a. Proses pengendapan partikel dan resuspensi,
- b. Proses difusi dari bentuk terlarut,

- c. Proses pembusukkan,
- d. Proses penyerapan oleh tanaman dan translokasi,
- e. Proses penguapan dari  $\text{NH}_3$ ,
- f. Penyerapan N terlarut dalam substrat,
- g. Pelepasan benih, dan
- h. Migrasi dari organisme.

Proses transformasi nitrogen terdiri dari mineralisasi (*aminonification*), nitrifikasi, denitrifikasi, fiksasi nitrogen, asimilasi (penyerapan oleh tanaman dan bakteri), serta proses lain yang mendukungnya (Lee, 1999). Proses mineralisasi, penyerapan oleh tanaman, nitrifikasi dan *dissimilatory nitrate reduction to ammonium* (DNRA) merupakan proses perubahan dari satu bentuk ke bentuk lain dari nitrogen. Proses denitrifikasi dan ammonia *volatilisation* merupakan proses *export* dan menghasilkan jumlah kehilangan nitrogen dari sistem. Fiksasi nitrogen merupakan proses yang penting yaitu proses penangkapan nitrogen dari atmosfer menuju daratan dan ekosistem air (Merz, 2000).

### 1. Mineralisasi (Ammonifikasi)

Mineralisasi merupakan proses transformasi bahan organik menjadi bahan an-organiknya (Merz, 2000). Mineralisasi merupakan proses transformasi dan N organik secara biologis menjadi  $\text{NH}_4^+$  yang terjadi selama proses degradasi bahan organik berlangsung (Gambrell and Patrick, 1978). Mineralisasi terjadi melalui penguraian jaringan organik oleh mikroba yang mengandung asam amino, hidrolisis dari urea dan asam uric, dan melalui ekskresi yang dikeluarkan secara langsung oleh tanaman dan hewan (Kadlec and Knight, 1996).

Mineralisasi dapat terjadi pada kondisi aerobik maupun an-aerobik, tetapi pada proses an-aerobik terjadi sangat lambat dikarenakan berkurangnya bakteri heterotropik pada lingkungan tersebut. Proses mineralisasi dipengaruhi oleh temperatur (optimum pada 40 - 60 °C), pH (optimal pada pH 6,5 dan 8,5), perbandingan karbon dan nitrogen (C/N ratio) dari *substrate*, tersedianya *nutrient* di dalam tanah, dan sifat dari tanah seperti struktur dan tekstur tanah (Reddy and Patrick, 1988). Proses mineralisasi bahan organik melepaskan ion ammonium. Ammonium berada dalam kesetimbangan dengan bebas dari ammonia dan dikontrol oleh pH. Pada pH tinggi (misal diatas 9) arah kesetimbangan menuju ke ammonia. Ammonia mudah menguap pada pH tinggi, sehingga kehilangan gas ammonia dapat melalui penguapan, tetapi dalam kondisi alamiah kehilangan nitrogen proses tersebut biasanya minimal.

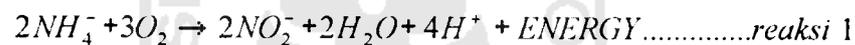
Pada sistem *wetland* untuk air buangan proses fotosintesis dan alga biofilm dapat menghasilkan perubahan pH yang tinggi dengan nilai pH secara tetap bisa diatas 9 dan proses penguapan nitrogen bisa terjadi dengan signifikan (Merz, 2000).

## 2 Nitrifikasi

Setelah ion  $\text{NH}_4^+$  terbentuk melalui proses mineralisasi masih ada beberapa perjalanan dari nitrogen yang akan terjadi, diantaranya di serap oleh akar tanaman, atau digunakan oleh mikroorganisme an-aerobik dan di ubah menjadi bahan organik, terjadi proses *ion exchange* oleh partikel tanah, atau akan mengalami proses nitrifikasi (Mitsch and Gosselink, 1993). Nitrifikasi merupakan

proses oksidasi secara biologi dari ammonium-N menjadi nitrat-N dengan nitrit-N ( $\text{NO}_2^-$ ) sebagai produk *intermediate* (Lee, 1999).

Sebagian besar mikroorganisme yang menggunakan karbon organik sebagai sumber energi (*heterotroph*) dapat melakukan oksidasi kandungan nitrogen. Tetapi nitrifikasi secara *autotroph* umumnya secara dominan yang melakukan proses ammonium menjadi nitrat (Merz, 2000). Proses nitrifikasi dilakukan dengan bantuan dua group bakteri kemoautotrophik yang dapat melakukan proses oksidasi. Langkah pertama (Mitsch and Gosselink, 1993) yaitu oksidasi ammonium menjadi nitrite:



dilakukan dengan bantuan bakteri *Nitrosomonas* sp, walaupun beberapa spesies melakukan transformasi. Langkah kedua yaitu oksidasi nitrite menjadi nitrate :



dilakukan oleh bakteri *Nitrobacter* sp.

Bakteri nitrifikasi memerlukan karbon dioksida sebagai sumber karbon dan akan berhenti berkembang serta melakukan proses nitrifikasi apabila persediaan karbon dioksida terbatas (Merz, 2000). Pertumbuhan bakteri nitrifikasi relatif sangat lambat dibandingkan dengan bakteri heterotrophik, oleh karena itu diperlukan area permukaan yang luas untuk perkembangan biofilm yang merupakan cara untuk mengoptimalkan proses yang berpotensi untuk nitrifikasi.

Tanaman air *Macrophyte emergent* merupakan elemen paling penting di dalam *wetlands* yang dapat meningkatkan area permukaan untuk perkembangan biofilm dalam kolom air. Proses nitrifikasi dikontrol oleh beberapa faktor

diantaranya: suplai dari ammonium, suplai dari oksigen, suplai dari karbon dioksida, kepadatan populasi dan bakteri nitrifikasi, temperatur, pH, dan alkalinitas (Merz, 2000). Dalam *wetland* proses nitrifikasi dapat terjadi apabila: 1) Kolom air berada diatas tanah basah (Reddy and Patrick, 1984), 2) Ketebalan lapisan untuk oksidasi pada permukaan tanah dalam *wetland*, 3) adanya oksidasi pada lapisan rhizosfer tanaman (Mitsch and Gosselink, 1993). Proses nitrifikasi dapat terus berlangsung keadaan tingkat DO berada sekitar 0,3 mg/L (Reddy and Patrick, 1984).

### 3 Denitrifikasi

$\text{NO}_3^-$  lebih aktif bergerak dibandingkan  $\text{NH}_4^+$  didalam larutan. Jika  $\text{NO}_3^-$  mengalami asimilasi oleh tanaman, mikroba atau mengalir menuju air tanah dengan pergerakan yang cepat, tetapi  $\text{NO}_3^-$  mengalami proses denitrifikasi (Lee, 1999). Denitrifikasi adalah proses reduksi dari  $\text{NO}_3^-$  secara biologi menjadi bentuk gas seperti molekul  $\text{N}_2$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ , dan  $\text{N}_2\text{O}$  (Novotny and Olem, 1994). Proses dissimilatori denitrifikasi terjadi selama proses respirasi dari bakteri heterotroph (Merz, 2000). Pada kondisi an-aerobik (bebas oksigen) serta adanya substrat organik (karbon), organisme denitrifikasi seperti *bacillus*, *micrococcus*, *alcaligenes*, dan *spirillum* dapat menggunakan nitrat sebagai elektron akseptor selama proses respirasi. Organisme ini mengoksidasi bahan karbohidrat dengan dikonversi oleh  $\text{NO}_3^-$  menjadi karbondioksida ( $\text{CO}_2$ ), air ( $\text{H}_2\text{O}$ ), dan N dalam bentuk gas dan bahan oksida gas lainnya yang dapat dihasilkan dalam proses denitrifikas (Reddy and Patrick, 1984):



Beberapa hal yang dapat mempengaruhi kecepatan denitrifikasi meliputi ada dan tidak adanya oksigen, siap sedianya bahan karbon, temperatur, kelembaban tanah, pH, keberadaan dan mikroba denitrifikasi, tekstur tanah, dan adanya genangan air (Reddy and Patrick, 1984).

#### 4. Fiksasi Nitrogen

Fiksasi nitrogen merupakan proses yang sangat penting baik secara khusus atau pun umum. Proses utamanya adalah untuk menjaga keseimbangan kehilangan N pada saat denitrifikasi. Fiksasi nitrogen adalah proses dimana gas  $N_2$  di atmosfer didifusikan ke dalam larutan dan di reduksi lagi menjadi bahan N organik oleh bakteri *autotroph*, dan *heterotroph*, alga biru-hijau, dan tanaman tinggi lainnya (Kadlec and Knight, 1996). Fiksasi nitrogen dapat di hambat dengan keberadaan konsentrasi N yang tinggi, umumnya proses fiksasi nitrogen tidak terjadi pada ekosistem yang kaya akan nitrogen. Energi yang dibutuhkan untuk melakukan proses fiksasi nitrogen sangat tinggi dan biasanya dihasilkan oleh beberapa aktivitas fotosintesis.

#### 5. Assimilasi (Penyerapan Oleh Tanaman Dan Bakteri)

Proses asimilasi nitrogen merupakan jenis proses biologis yang mengubah bentuk N an-organik menjadi susunan organik yang digunakan untuk pembentukan dinding sel dan jaringannya (Kadlec and Knight, 1996). Tidak seperti tanaman darat, tanaman air dapat menggunakan ammonium sebagai sumber nitrogen dan penyerapan secara biologis dapat menghilangkan konsentrasi secara signifikan. Tanaman juga mengambil nitrogen dalam bentuk nitrat.

Mikroorganisme mengasimilasi *nutrient* untuk pertumbuhan, seperti ammonium dapat bergabung membentuk asam amino oleh bakteri *autotroph* dan *heterotroph* (Kadlec and Knight, 1996). Asam amino ditransformasi kedalam protein, purin dan pirimidin dan digunakan sebagai sumber energi.

Untuk memperkirakan hubungan antara  $N_{total}$  Effluent dan influent digunakan persamaan Reed, 1995:

$$N_{total} \text{ effluent} = A \times N_{total} + B \times \ln(\text{HLR}) - C \dots \text{eq. 2.6}$$

Dimana  $A = 0.193$ ,  $B = 1.55$ , dan  $C = 1.75$

$N_{total}$  dalam mg/ L

HLR dalam cm/ hari

Tabel 2.1. Proses Transformasi Nitrogen

Proses	Substrat	Produk
Mineralisasi	Bahan Organik	Ammonium
Biological Uptake	Ammonium, nitrate	Organik nitrogen
Nitrifikasi	Ammonium	Nitrate
Dentrifikasi	Nitrate	Gas nitrogen
DNRA	Nitrate	Ammonium
Volatilisasi	Ammonium + pH tinggi	Gas ammonia
Nitrogen fiksasi	Ammonium + pH tinggi	Organik nitrogen

Sumber : Reddy & Patrick, 1984, Bowden 1987, Tiejie 1988, Rysgaard et al. 1993, Kadlec and knight 1996, IWA Spesialisasi Group 2000, in Merz 2000.

### 2.1.5 Bakteri di Dalam *Wetlands*

Sebagian besar proses transformasi yang terjadi di dalam wetland berhubungan dengan proses metabolisme dari mikrobiologi dan secara langsung berhubungan dengan pertumbuhan mikrobiologi (Tanji, 1983) Nitrogen dan karbon merupakan sumber energi bagi mikroba, dimana karbon digunakan untuk membentuk biomassa dari mikroba dengan rumus  $C_5H_7O_2N$  (Parnas, 1975). Secara umum perlakuan di dalam wetland dilakukan oleh mikroorganisme

*autotroph* dan *heterotroph*, partikulat dan bahan organik terlarut yang labil digunakan sebagai sumber karbon dan elektron donor bagi bakteri *heterotroph* (Gidley, 1995).

Pertumbuhan mikrobiologi ditentukan oleh keberadaan alektron donor dan akseptor, jumlah dan C dan N, serta kondisi lingkungan (temperatur, pH, ruang yang cukup, dan sebagainya) (Grads and Lim, 1980; Reddv and Patrick, 1983). Kondisi optimal dari pertumbuhan bakteri umumnya herada pada pH antara 6 sampai 9, dengan temperature antara  $15^{\circ}\text{C}$  sampai  $40^{\circ}\text{C}$  (Fyock, 1977; Reddy and Patrick, 1983).

#### **2.1.6 Vegetasi di Dalam *Wetlands***

Fungsi dari tanaman di dalam *constructed wetlands* secara umum adalah tumbuh dan mati, pertumbuhan tanaman menghasilkan masa secara vegetatif yang dapat memperlambat aliran dan menghasilkan tempat untuk menempelnya dan berkembangnya mikrobiologi, kematian tanaman membentuk *litter* (bangkai tanaman) serta melepaskan karbon organik sebagai bahan bakar metabolisme mikroba (USDA-NRCS, 2000). Keuntungan yang paling besar dengan adanya tanaman dalam *constructed wetlands* adalah tanaman dapat mentransfer oksigen sampai ke lapisan akar (*root zone*). Karena sistem perakaran menembus lapisan substrat sehingga transport oksigen dapat terjadi lebih dalam jika dibandingkan dengan masuknya oksigen dengan difusi secara alami (Merz, 2000)

#### **2.1.7 Kriteria Disain *Constructed Wetlands***

Ada beberapa hal penting yang harus dipertimbangkan dalam perencanaan

*constructed wetlands* yaitu, waktu detensi, *organic loading rate*, kedalaman air, serta bentuk dari *constructed wetlands* yang akan dibuat. Di bawah ini merupakan beberapa kriteria disain yang diperlukan untuk merencanakan *constructed wetlands*.

Tabel 2.2. Kriteria Disain Untuk *Constructed Wetlands Type FWS*

Disain	Satuan	Tipe FWS
Waktu Tinggal Hidrolis	Hari	4 -15
Kedalaman Air	m	0,09144 - 0,609
Laju Beban BOD <sub>5</sub>	Kg/ha/hari	< 112
Laju Beban Hidrolis	m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .Hari	0,01 – 0,05
Luas Spesifik	ha/ m <sup>3</sup> .d	0,002 – 0,014
Lebar: Panjang	-	1 : 2 -10

Sumber: Bendoricchio, G., Dal Cin, L. and Persson J., 2000

### 2.1.8 *Wetlands* Digunakan Untuk Pengolahan Air Buangan

*Wetlands* telah banyak digunakan diberbagai negara untuk pengelolaan air buangan sebelum dibuang ke badan air penerima. Diantara negara yang telah menggunakan *Constructed Wetlands* untuk pengolahan air buangan adalah Australia dengan instalasi sekitar 40 unit *constructed wetlands* diantaranya :

Tabel 2.3 Penggunaan *Constructed Wetlands* Di Australia

Operator	Treatment plant	Type	Size	Year built	Disposal/ reuse
<b>Queensland</b>					
Cairns City Council	Edmonton	FWS Pilot	900 m <sup>2</sup> (3 ponds)	1994	Discharge to estuary
Hinchinbrook Shire	Ingham	FWS Pilot	7 600 m <sup>2</sup> (3 ponds)	1993	Discharge to river
Blackall Shire	Blackall	FWS Full	3 450 m <sup>2</sup> (4 ponds)	1993	Irrigate golf course
Townsville City Council	Mt St John	FWS Pilot	1 450 m <sup>2</sup> (4 ponds)	1993	Discharge to Town Common (wetland)
Livingstone Shire	Emu Park	FWS Pilot	600 m <sup>2</sup> (5 ponds)	1993	Irrigate to land
Goondiwindi Town	Goondiwindi	FWS Full	2 150 m <sup>2</sup> (4 ponds)	1994	Pasture irrigation
Brisbane City Council	Oxley Creek	SSF Pilot	420 m <sup>2</sup> (4 beds)	1995	Ground soakage
Noosa Shire	Cooroy	FWS Full	25 000 m <sup>2</sup> (4 ponds)	1995	Discharge to creek
Ipswich City Council	Rosewood	FWS/SSF Full	4 000 m <sup>2</sup> (4 ponds)	1995	Irrigate golf course & discharge to creek
Winton Shire Council	Winton	FWS Full	7 000 m <sup>2</sup> (4 ponds)	1997	Irrigate to park
Tambo Shire Council	Tambo	FWS Full	5 400 m <sup>2</sup> (3 ponds)	1996	Irrigate to oval
Woodford Correctional Centre	Correctional Centre	FWS Full	3 ponds	1996	Discharge to river
Roma Town Council	Roma	FWS Full	11 000 m <sup>2</sup> (1 channel)	1999	Irrigate to lucerne
Bowen Shire Council	Bowen	FWS Pilot	1 600 m <sup>3</sup> (2 ponds)	1995	Irrigate to park
Caloundra City Council	Landsborough	FWS Full	5 300 m <sup>2</sup> (7 ponds)	1998	Discharge to sea
Logan City Council	Queens Road	FWS Pilot	21 m <sup>2</sup> (3 cells)	1996	Return to treatment plant
<b>New South Wales</b>					
Albury City Council	Albury	FWS Full	850 000 m <sup>2</sup> (7 ponds)	1997	Used for storage.
Byron Bay Shire Council	West Byron Bay	FWS Full	100 000 m <sup>2</sup> approx	1992	Discharge to creek
Byron Bay Shire Council	Ocean Shores	FWS Full	6 000 m <sup>2</sup> approx	1995	Discharge to river
Hunter Water Corporation	Paxton	FWS Full	3 000 m <sup>3</sup> (6 cells)	1991	Discharge to creek
Hunter Water Corporation	Minmi	FWS & SSF Full	2 500 m <sup>3</sup> (6 cells)	1989	Discharge to natural wetland
Hunter Water Corporation	Cessnock	FWS Full	500 m long (1 pond)		Discharge to creek
Hunter Water Corporation	Kearsley	FWS Full	20 000 m <sup>3</sup> (2 ponds)	1990	Discharge to creek

Casino Shire Council	Casino	FWS Full	22 000 m <sup>2</sup> (2 ponds)	1990	Discharge to river
Lismore City Council	South Lismore	FWS Full	130 000 m <sup>2</sup> (5 cells)	1998	Discharge to creek & irrigate tea tree plantation
Blayney Shire Council	Blayney	FWS Pilot	30 000 m <sup>2</sup> (5 ponds)	1993	Discharge to river
Moree Plains Shire Council	Mungindi	FWS Full	7 000 m <sup>2</sup> (4 ponds)	1997	Reuse by irrigation
Hawkesbury City Council	McGraths Hill	FWS Full	60 000 m <sup>2</sup> (15 ponds)	1997	Irrigate to lucerne and woodlots.
Sydney Water	Rouse Hill	FWS Full	50 000 m <sup>2</sup>	1994	Discharge to creek
Crookwell Shire Council	Crookwell	FWS Full	9 390 m <sup>2</sup> (6 ponds)	1996	Discharge to river
<b>Victoria</b>					
Yarra Valley Water	Upper Yarra	FWS Full	30 000 m <sup>2</sup> (6 ponds)	1998	Discharge to river
East Gippsland Water	Bairnsdale	SSF Full	120 000 m <sup>2</sup> (3 ponds)	1999	Discharge to Macleod Morass (wetland)
Portland Coast RWB	Portland	SSF Full	60 000 m <sup>2</sup> (12 ponds)	1999	Discharge to ocean
Central Highlands Water	Maryborough	FWS Pilot	1 600 m <sup>3</sup> (3 cells)	1996	Discharge to creek
<b>Tasmania</b>					
George Town Council	George Town	SSF Full	1 000 m <sup>2</sup> (6 cells)	1993	Discharge to river
West Tamar Council	Beaconsfield	SSF Full	3 300 m <sup>2</sup> (1 pond)	1993	Discharge to creek
Derwent Valley Council	New Norfolk	FWS Full	Approx 10 000 m <sup>2</sup>	1994	Discharge to river
<b>Western Australia</b>					
Water Corporation	Pemberton	FWS Full		1994	Irrigate to oval in summer. Overflow discharge to river in winter.
Water Corporation	Mundaring	FWS Full	2 500 m <sup>2</sup> (1 pond)	1996	Infiltration through soakage trench.
Water Corporation	Busselton	FWS Full	85 000 m <sup>2</sup> (1 pond)	2000	Irrigate to golf course. Overflow discharge to drain.

Note: FWS = Free Water Surface Wetland  
 SSF = Sub Surface Flow Wetland  
 Pilot = Wetland used for monitoring of treatment performance  
 Full = Wetland commissioned and used for wastewater treatment.

Sumber: Merz, 2000

## 2.2 Landasan Teori

Permasalahan yang muncul secara umum adalah air buangan. *Constructed Wetlands* merupakan salah satu alternatif untuk menyelesaikan permasalahan di atas, karena selain dapat mengontrol kontaminan yang terdapat pada air buangan khususnya BOD<sub>5</sub>, Total Nitrogen dan TSS, juga dapat dimanfaatkan sebagai sarana rekreasi, *research center* dan merupakan habitat mahluk hidup lainnya.

Proses pengendapan partikel padat dengan massa yang besar secara langsung dapat mengendap pada kolom air, sedangkan yang lebih ringan akan ikut terbawa oleh air dan tertahan oleh tanaman lalu mengendap. Sedangkan partikel yang lebih kecil lagi akan terserap pada lapisan biofilm yang menempel pada permukaan tanaman dan kolom air. Fungsi dari tanaman selain untuk menahan partikel dalam proses pengendapan juga berfungsi sebagai pengontrol kecepatan air dengan menggunakan bagian batang tanamannya sehingga kecepatan air akan menjadi rendah. Selain untuk menahan laju aliran air tanaman berfungsi sebagai media untuk pertumbuhan mikroorganisme, sebagai pembawa oksigen kelapisan substrat dengan bantuan sistem perakaran dan tempat terbentuknya atau menempelnya lapisan biofilm yang terdapat dalam *constructed wetlands*.

Tanaman memfasilitasi aktivitas mikrobiologi baik secara alami maupun di dalam *constructed wetlands* dengan memberikan tempat untuk menempelnya kehidupan mikro, memberikan suplai oksigen, di dalam lapisan *rhizosphere*. suplai oksigen yang terjadi di dalam *wetlands* disebabkan oleh adanya difusi langsung dari atmosfer serta adanya proses fotosintesis dari tanaman dan alga yang terdapat di dalam kolom air. Ketika akar tanaman menjadi kurang efektif

dalam mengoksidasi air buangan, maka daerah perakaran atau sekitar perakaran merupakan lingkungan oksidasi yang dapat menjadi pelabuhan mikroba aerobik yang dapat meningkatkan proses oksidasi bahan organik khususnya BOD<sub>5</sub>.

Selain TSS dan BOD<sub>5</sub>, kadar Nitrogen dalam air buangan merupakan komponen paling besar. Mineralisasi, penyerapan secara biologi, nitrifikasi, dan *dissimilatory nitrate reduction to ammonium* (DRNA) merupakan proses transformasi nitrogen yang terjadi di dalam *constructed wetlands*. Akan tetapi peran tanaman dalam mereduksi konsentrasi nitrogen dalam air buangan yang berada di dalam *wetlands* sangat penting, karena tidak seperti halnya tanaman yang tumbuh di daratan, tanaman akuatik memanfaatkan kehadiran ammonium sebagai sumber nitrogen dan hal itu dapat mengurangi kandungan nitrogen dalam siklusnya secara signifikan. Selain dalam bentuk ammonium tanaman juga mengambil nitrogen dalam bentuk nitrat dan biasanya dalam lingkungan yang sama tanaman juga harus berkompetisi dengan bakteri nitrifikasi dan bakteri denitrifikasi yang menggunakannya sebagai substrat.

### 2.3 Hipotesa

Pengaruh Tanaman Padi terhadap konsentrasi kontaminan yaitu dapat meningkatkan konsentrasi atau menurunkan konsentrasi kontaminan. Oleh karena itu disusun tiga hipotesa berdasarkan dasar teori diatas, yaitu :

1. Sistem pengolahan air buangan *constructed wetlands* dapat menurunkan konsentrasi BOD<sub>5</sub>, TSS, dan TN dalam air buangan.
2. Ada perbedaan pertumbuhan tanaman Padi (*Oriza sativa L.*) IR – 64 dengan pengairan menggunakan variasi air buangan domestik.