الفصل العشرون

الري بمياه الصرف الصحي والمياه المعالجة

مارشال ج. مكفارلاند (مركز البحوث والتوسع الزراعي - منطقة ستيفينفيلا-ولاية تكساس الأمريكية)
مات أ. ساندیرسون (وحدة خدمة البحوث الزراعية - وزارة الزراعة الأمريكية
-جامعة بارك -ولاية بنسلفانيا الأمريكية)
آن م. س. مكفارلاند (معهد تكساس للبحوث التطبيقية البيئية — جامعة تارليتون الحكومية
- منطقة ستيفينفيلا - ولاية تكساس الأمريكية)

ملخص: إن الري باستخدام المياه المعالجة من المحطات البلدية لمعالجة مياه الصرف الصحي، وباستخدام مياه الصرف من المصادر الصناعية، هو أمر شديد الشيوع ومقبول اجتماعياً بشكل كبير. فبشكل متزايد، يتم النظر إلى المياه المعالجة، ومياه الصرف الصحي على أنهما من المصادر المهمة للمحافظة على الماء. وتصميم وتشغيل نظم الري التى تستخدم هذه المصادر للمياه لابد وأن تأخذ في الاعتبار العناصر الداخلة في تكوين هذه المياه. فهذه العناصر المكونة تشمل العناصر المغذية إلى جانب تهديدات محتملة على البيئة وصحة الإنسان. وقد يُنصح بعمل موازنات للعناصر المغذية، لأخذ محتوى الماء من النيتروجين والفسفور في الاعتبار. والري بالمياه المعالجة يستلزم استخدام نظم توزيع منفصلة في البيئات الحضرية.

الكلمات الأساسية: صحة الإنسان، نظم الري، النيتروجين، الموازنة الغذائية، المياه المعالجة، الفسفور، مياه الصرف الصحي، جودة الماء.

(٢٠,١) مقدمة

إن الري باستخدام المياه المعالجة من المحطات البلدية لمعالجة مياه الصرف الصحي، وباستخدام مياه الصرف من المصادر البلدية والزراعية، أصبح أكثر انتشاراً وقبولاً. وتصميم وتشغيل نظم الري التي تستخدم مياه الصرف الصحي والمياه المعالجة بهما بعض الفروق الهامة عن تصميم وتشغيل نظم الري التى تستخدم مصادر المياه الصالحة للشرب أو مصادر المياه الأولية. وتعزى هذه الفروق إلى العناصر المكونة لمياه الصرف الصحي والمياه المعالجة، حيث إن هذه العناصر المكونة تساعد في الأساس على تدهور صحة الإنسان والبيئة. ومبادئ التصميم والتشغيل تنطبق أيضًا حين يكون مصدر الري هو مصدر إمداد مياه سطحية ذا جودة متدنية.

وإصطلاحاً المياه المعالجة، ومياه الصرف الصحي، أحيانا ما يتم استخدامهما بشكل متبادل، إلا أن هناك فروقاً هامة فيما بينهما. فالمياه المعالجة حظيت بمعالجة ثلاثية، اشتملت على الترشيح والتطهير، من الأنظمة البلدية لمعالجة مياه الصرف الصحي. والماء يتصف بكونه خالياً من البكتريا العصَويّة، وبه المحتوى المطلوب من الأوكسجين الكيميائي الحيوي أو الكيميائي، وبأن به عكارة، وبه خواص الرائحة بالمقارنة بصفات الماء الصالح للشرب. أما مياه الصرف الصحي فقد مرت خلال معالجة أولية (ألا وهي إزالة المواد العالقة والقابلة للترسيب) وبعض المعالجة الثانوية (ألا وهي تثبيت استقرار أغلب المواد العضوية، مع بعض الخفض في مناسيب العناصر المغذية). ومقدار المعالجة الثانوية يعتمد على تصميم وتشغيل نظام معالجة الصرف. فقد يتراوح المدي ما بين معالجة ثانوية محدودة للغاية في بعض أنظمة البحيرات الضحلة أحادية المراحل، ومعالجة ثانوية شبه مكتملة في المنشآت ذات المراحل المتعددة، وهو ما يشمل تجمع الأهوار كمرحلة صقل نهائية. وقد تتوافر مياه الصرف من أنظمة معالجة

الصرف الزراعي، أو من المحطات البلدية لمعالجة مياه الصرف الصحي، ومن وحدات تصنيع المواد الغذائية. أما مياه الصرف الآتية من المصادر الصناعية فعادة لا يتم استخدامها في الري أو في إنتاج المياه المعالجة. ومياه الصرف الصحي سيكون بها محتوى لا بأس به من المواد العضوية، وتتميز بوجود المحتوى المطلوب من الأوكسجين الكيميائي أو البيوكيميائي (الكيميائي الحيوي) (BOD/COD)، ووجود الشوائب الصلبة العالقة (SS)، ووجود المسببات المرضية المحتملة، ووجود العناصر المغذية، كما أنها تحتوي على عناصر مكونة أخرى ذات أهمية. أما المياه المعالجة بوجه عام، فقد يتم استخدامها في المناطق التى يمكن للعامة التطرق إليها مثل المتنزهات العامة، والملاعب، وحدائق نباتات الزينة، وملاعب الجولف. ولكن مياه الصرف الصحي لا يكون من المستطاع استخدامها في المناطق التى يمكن للعامة التطرق إليها، كما أنها تستلزم معالجة الأرض قبل أن يكون في مقدور ماء الجريان السطحي أو ماء التسرب أن يستوفي معايير الجودة اللازمة للتلامس الأوليّ، والمبادئ الإرشادية لمحتوى العناصر المغذية.

وهناك اثنان من الأغراض العامة لاستخدام مياه الصرف الصحي والمياه المعالجة في الري. الغرض الأول هو استغلال الماء ومحتواه من العناصر المغذية كمورد للماء. والثاني هو استغلال الري في معالجة و/أو التخلص من مياه الصرف أو المياه المعالجة في منظومة النبات–التربة. فالري (التوزيع بمعدل بطيء على التربة) هو واحدة من الطرق الثلاثة الموصي بها لمعالجة مياه الصرف الصحي البلدية، أما الطريقتان الأخريان فهما التسرب السريع، والتدفق على السطح السريع (USEP A, 1981).

وطريقة الري بالمياه المعالجة ومياه الصرف الصحي لها الكثير من المنافع والعيوب (Heaton, 1981; Lejano *et al.*, 1992) عند مقارنتها بطريقة الري بمياه المصادر غير المتدنية. وتكرير مياه الصرف الصحي يمثل مصدراً جديداً وموثوقاً لمياه الري. فالعناصر

المغذية بهذه المياه لها قيمة إيجابية بالنسبة للمحصول، وللمسطحات الخضراء، ولإنتاج الأعشاب. وطريقة الري بمياه الصرف الصحي والمياه المعالجة تتسم بكونها اقتصادية، وفعالة فيما يتعلق بالتكلفة، ومقبولة بيئياً، ومقبولة اجتماعياً بشكل متزايد.

كذلك هناك عيوب في استخدام مياه الصرف الصحي والمياه المعالجة في الري. فالري باستخدام مياه الصرف الصحي والمياه المعالجة مرهون بلوائح الهيئات المحلية والحكومية من أجل حماية الصحة العامة والبيئة. وقد يتطلب الأمر المراقبة والحفظ على السجلات. فحتى المياه المعالجة الأعلى جودة هي ذات جودة أقل من المياه الصالحة للشرب. فالمياه يكون بها مناسيب عالية من الشوائب الصلبة الذائبة، والصوديوم، والعناصر المغذية، والمعادن الثقيلة، والمواد العضوية (BOD)، والمسببات المرضية (مثل البكتريا، والفيروسات، والأوليات، والديدان الخيطية)، وتعقب المواد العضوية، والأنيونات (الأيونات السالبة) السامة والتي تتطلب اعتبارات إضافية عند التصميم والتشغيل والإدارة. فتصميم وتشغيل مثل نظم الري هذه هي أمور أكثر تعقيداً منها في حالة النظم التي تستخدم مصادر المياه الأخرى. فالري باستخدام المياه المعالجة يستلزم استخدام أنظمة توزيع وتطبيق منفصلة، مع اتخاذ احتياطات خاصة لمنع اختلاط مصادر المياه المعالجة مع مصادر المياه الصالحة للشرب.

هناك العديد من الأمثلة الناجحة على نظم الري بمياه الصرف الصحي والمياه المعالجة والموثقة في الدراسات (مثل، Mantovani *et al.*, 2001، والتي استطلعت ٤٠ مشروعاً لإعادة استخدام المياه عبر أرجاء الولايات المتحدة، و٢٥ مشروعاً آخرين في عشر دول أخرى). ويعتبر نظام منطقة لوبوك بولاية تكساس مثالا ممتازاً على الري باستخدام مياه الصرف الصحي يوضح مزايا هذا النوع من الري وعيوبه. فمنذ عام ١٩٣٨، كان يتم ريّ مزرعة جراي شرق منطقة لوبوك بمياه الصرف الصحي البلدية ذات المعالجة الثانوية (George *et al.*, 1987). وفيما قبل عام ١٩٨٢، كان يتم ري محاصيل القطن والقمح إما بواسطة الري بالغمر أو بواسطة الري بالخطوط بنحو ٢ إلى

٤,٥ م من مياه الصرف الصحي كل عام. وقد نتج عن هذا الري الجائر أن تراكمت المياه الجوفية أسفل تربة المزرعة، مع تدهور واضح في جودة المياه الجوفية. فعينات المياه الجوفية التي تم جمعها في الفترة ما بين ١٩٨٠ إلى ١٩٨٢ أوضحت أن تركيزات نترات النيتروجين تتراوح بين ٥ و٣٦ مجم/لتر، وأن تركيزات المحتوى المطلوب من الأوكسجين الكيميائي (BOD/COD) هي بين ٢٧ إلى ١٢٥ مجم/لتر، وأن إجمالي تركيز الفسفور بين ٠,١ و٣,٥ مجم/لتر. وفي عام ١٩٨٢، تم توسيع امتداد نظام معالجة الأرض في المنطقة بإضافة مزرعة هانكوك القريبة إلى نظام الري بمياه الصرف الصحي، وصهاريج تخزين إضافية، ونظم الري المحورية. وبعد توسيع النظام، تحسنت جودة المياه الجوفية خلال الفترة من ١٩٨٢ إلى ١٩٨٧ في أكثر من ٢٧ بئراً للمراقبة.

ومشروع حماية المياه الثاني بولاية فلوريدا، هو مثال ممتاز آخر على استخدام المياه المعالجة في الزراعة (Cross and Jackson, 1993; Parsons *et al.*, 1995). فالمياه المعالجة من مياه الصرف الصحي البلدية بمقاطعتي أورلاند وأورانج كاونتي يتم استخدامها في ري ما يربو علي ٣٠٠٠ هكتار من الحمضيات. وفي عام ١٩٥٥، وصل النظام متوسطاً بلغ ٩٥,٠٠٠ م^{٣}/يوم. ومياه الصرف الصحي البلدية تتلقى معالجة ثلاثية وتطهيراً، ومن ثم تكون لها جودة تكافئ جودة المياه الصالحة للشرب باستثناء ما بها من محتوى غير معلوم من الكائنات الأولية ومحتوى منخفض من العناصر المغذية. ويتم تسليم المياه المعالجة عند ضغط التشغيل حتى حدود ملكية مزرعة المحاصيل الحمضية بدون أي تكلفة. وزيادة المياه المعالجة في الاستهلاك المائي المقدر المحصول (ET) في الحمضيات يتم التخلص منها في أحواض تسرب سريع وذلك لتغذية الطبقة الجوفية لولاية فلوريدا. ومنافع هذا النظام بارزة. فمقاطعتا أورلاند وأورانج كاونتي يستوفيان مرسوم الوصول إلى المنسوب الصفري من تصريف مياه الصرف البلدية في المياه السطحية، وزراع الحمضيات ينتفعون مجاناً من الماء تحت الضغط بما يحويه من العناصر المغذية، فيقل معدل الضخّ الصافي من الطبقة

الجوفية لولاية فلوريدا، كما أن موقف الرأي العام تغير. فأصحاب الرأي العام والمزارعون على السواء صاروا الآن ينظرون إلى المياه المعالجة باعتبارها كمصدر للمياه، بدلاً من اعتبارها مشكلة صرف (Parsons *et al.*, 1995). وأحد الجوانب المهمة في مشروع "*حماية المياه الثاني*" هو أن المياه المعالجة يتم استخدامها في الري بالرش والري الدقيق لمحاصيل الغذاء البشري، على الرغم من أن النباتات يتم تقشيرها قبل استهلاكها.

(٢٠,٢) مكونات وخصائص مياه الصرف الصحي والمياه المعالجة

إن جودة مياه الصرف الصحي والمياه المعالجة تتأثر بمجموعة كبيرة من المكونات الكيميائية، والبيولوجية والفيزيائية، مع نطاق واسع من التركيزات. والعناصر المكونة والتركيزات يعتمدان على مصدر المياه، وطبيعة الصناعة أو النشاط المولد لمياه الصرف الصحي، ونوعية ودرجة المعالجة، بما يشمل درجة التخزين قبل الاستخدام. والجدول رقم (٢٠,١) يقدم أمثلة على تركيزات المكونات الرئيسية.

والمكونات الكيميائية موضع القلق تشمل الشوائب الصلبة (الأملاح) التامة الذوبان، والغازات الذائبة (مثل الأمونيا)، وأيونات العناصر والمركبات (مثل الصوديوم والكلور، والنترات)، والمعادن الثقيلة (العناصر الأثرية)، والقلوية، والمركبات الأثرية العضوية، والزيوت والشحوم. وتتميز تركيزات الشوائب الصلبة الذائبة بالتوصيل الكهربي. أما تركيز الصوديوم فقد يتميز بنسبة امتصاص الصوديوم. وكل من نشاط أيون الهيدروجين (pH)، وطاقة جهد الاختزال والأكسدة (Eh) هما من المميزات الكيميائية الهامة. أما المكونات البيولوجية ذات الأهمية فتشمل البكتريا، والفيروسات، والأوليات، والديدان الطفيلية (كالديدان الخيطية، والديدان الشريطية، والديدان المستديرة) وعوالق البناء الضوئي (بشكل أساسي الطحالب)، والحيوانات العالقة، بالإضافة إلى المواد العضوية.

الجدول رقم (٢٠,١). أمثلة على تركيزات العناصر المكونة لمياه الصرف الصحي والمياه المعالجة.

مثال رقم[أ]	نوع وموقع ومصدر المياه المتدنية	التركيزات[ب]					
		BOD_5 (mg/L)	COD (mg/L)	NH_3-N (mg/L)	Total N (mg/L)	P (mg/L)	TSS (mg/L)
١	مياه صرف بلدية، متوسطة القوة وغير معالجة.	٢٢٠	٥٠٠	٢٥	صفر	٨	٢٢٠
٢	مياه صرف بلدية، عالية القوة.	٤٠٠	١٠٠٠	٥٠	٨٥	١٥	٣٥٠
٣	دفق (مجاري) وحدة المعالجة – بمنطقة **Lubbock** بولاية تكساس.	١٧٥		١٧	٢٤	٩	
٤	دفق (مجاري) بركة الإحتجاز البلدية بمنطقة **Tallahassee** بولاية فلوريدا.	١٢	٦٥	٢	٦	٧	٣٠
٥	مشروع "حماية المياه الثاني"، مقاطعة **Orange** بولاية فلوريدا.	أقل من ٥		صفر		٥	أقل من ٥
٦	بحيرة عملية التغذية المركزة لحيوانات مزارع الألبان (**CAFO**).	١٥٠٠	٣٥٠	١٢٠	٢٠٠	٥٨	
٧	بحيرة الجريان السطحي لعملية التغذية المركزة لأبقار (التسمين) (**CAFO**).	١٤٠٠		١٨٠	٢٠٠		
٨	بحيرة عملية التغذية المركزة للخنازير (**CAFO**).	١٢٠٠	٤٠٠	٢٢٠	٣٤٩	٧٦	
٩	بحيرة عملية التغذية المركزة للدواجن (**CAFO**).			٥٥٠	٧٥٠	١٠٠	
١٠	شركة "" بولاية تكساس – معمل الألبان (A) صالة الحلب.		٦٣٩٧	٢٤٨	٢٦٠	٨٥	٢٨٨٤
١١	شركة "" بولاية تكساس – معمل الألبان (A) البحيرة الأساسية.		١٤٨٠	١٦١	١٧٢	٥٣	٨٣٩
١٢	شركة "" بولاية تكساس – معمل الألبان (A) بحيرة المرحلة الثانية.		٦٥٠	١١٧	١١٧	٣٩	٤٨٠
١٣	شركة "" بولاية تكساس – معمل الألبان (B) البحيرة الأساسية.		٢٤٦٧	٢٦٧	٢٨٢	٥٥	٢٣٣٣

تابع الجدول رقم (١,٢٠).

مثال رقم(أ)	نوع وموقع ومصدر المياه المتدنية	التركيزات(ب)					
		BOD_5 (mg/L)	COD (mg/L)	NH_3-N (mg/L)	Total N (mg/L)	P (mg/L)	TSS (mg/L)
١٤	دفق بحيرة الخنازير بمنطقة Piedmont بولاية كارولينا الجنوبية.		١٥٠٠	٨٠	١٧٥	٨٠	
١٥	مدينة باريس، ولاية تكساس، نظام معالجة التقوية للدفق السطحي لمياه الصرف.	٥٥٠	١١٩٠	٠,٧	٢٨	٦	٧٩٥
١٦	معالجة (لحوم) الخنازير، ولاية كاليفورنيا.	٩٥٠			٣٣		٢٨٨
١٧	معالجة البن – ولاية أوهايو.	١١٤٥	٣١٤٨	٩١	١٨٦	١٢	٩٦٠
١٨	معالجة الخضروات – واشنطون.	١٤٤٠	٢١٩٠		٣٠	٩	٦٩٠
١٩	معالجة اللحوم – المملكة المتحدة.		١٩٠٠	٣٠	١١٥	١٥	٦٤٠

(أ) مصادر القيم الموضوعة للأمثلة من رقم (١) إلى (١٩):

وكالة حماية البيئة الأمريكية USEPA لعام ١٩٨١ ، و(Tchobanoglous and Burton, 1991).	١ – ٢
(George *et al.*, 1987)	٣
(Overman and Schanze, 1985)	٤
(Cross and Jackson, 1993)	٥
(SCS, 1992)	٦ – ٩
(Sweeten and Wolfe, 1994)	١٠ – ١٣
(Hegg *et al.*, 1984)	١٤
(Tedaldi and Loehr, 1992)	١٥
(Crites, 1987)	١٦
(Loehr *et al.*, 1988)	١٧
(Jones *et al.*, 1993)	١٨
(Russell *et al.*, 1993)	١٩

(ب) BOD_5 هو محتوي الأوكسجين البيولوجي بطريقة الأيام الخمس، COD فهو محتوي الاوكسجين الكيميائي، NH_3-N فهو نيتروجين الأمونيا، total N فهو إجمالي النيتروجين، P فهو الفسفور، أما TSS فهو إجمالي الشوائب الصلبة العالقة.

أما المركبات التي تحتاج إلى الأوكسجين من أجل التحلل الميكروبي فتتميز بالحاجة إلى الأوكسجين البيوكيميائي (BOD) أو الحاجة إلى الأوكسجين الكيميائي (COD). أما الخصائص الفيزيائية المميزة لمياه الصرف فتوصف بشكل نمطي بواسطة الشوائب الصلبة العالقة، والمواد القابلة للترسيب، واللون، والصفاء، والرائحة، ودرجة الحرارة. وهذا الجزء يناقش في إيجاز العناصر المكونة ذات الأهمية في مجال الري بمياه الصرف الصحي، والمعالجة البطيئة المعدل للأرض بمياه الصرف. والدراسات التالية تشتمل على أوصاف أكثر اكتمالاً وهي: تشبونوجلز وبيرتون Tchobanoglous and Burton (1991)، وغرينبرج وآخرون (1992) Greenberg *et al.*، ووكالة حماية البيئة الأمريكية USEPA (1981)، وريد وآخرون (1988) Reed *et al.*، و (1994) USGA. كما أن الطرق القياسية لتحديد وجود ومظهر كافة المكونات وخصائصها المميزة وتركيزاتها هي منشورة تحت عنوان "الطرق القياسية لفحص مياه الشرب ومياه الصرف" بدراسة (Greenberg *et al.*, 1992).

(٢٠,٢,١) المكونات والخصائص الكيميائية

إن نترات النيتروجين (NO_3-N) والفوسفات (النوع PO_4) هم الأنيونات الكيميائية الأساسية ذات الأهمية والقلق في مياه الصرف والمياه المعالجة. والنترات الموجودة في الماء الذي يستهلكه الأطفال الرضّع من البشر تتداخل مع مقدرة هيموجلوبين الدم على نقل الأوكسجين (NAS, 1978)، ويطلق على هذا المرض اسم ميثيموجاوبينيميا (methemoglobinemia) أو (متلازمة الرضيع الأزرق)، ولتجنب هذا المرض وضعت وكالة حماية البيئة الأمريكية USEPA معياراً قياسياً لمياه الشرب قدره ١٠ مجم من نترات النتروجين لكل لتر ماء. كما أن النترات هي أيضاً سامة للحيوانات حين يكون هناك مستويات مرتفعة منها في العلف، والنترات تسهم أيضاً في عملية نضوب المياه السطحية. والأمونيا والنيتريتات تكون سامة للنباتات والحيوانات والإنسان على السواء في ظل ظروف معينة. أما الفسفور فهو في الغالب

العنصر المغذي الفاصل في المسطحات المائية السطحية، ومن ثم فهو بشكل متواتر يتم ربطه بعملية إغناء المياه بالمغذيات العضوية، وعندما تصبح مستويات الفسفور (P) عالية، لاسيما فيما له علاقة بكل من النيتروجين (N) والكربون العضوي، فإن ازدياد الطحالب سيغير بشكل بارز من التكوين البيولوجي والكيميائي لمسطح الماء السطحي.

(٢٠,٢,١,١) النيتروجين

إن أشكال النيتروجين في مياه الصرف الصحي تأتي في صورة نترات النيتروجين (NO_3-N)، والأمونيا، والنيتروجين العضوي، ونيتروجين كيلدال الكلي (TKN). وأيون الأمونيا (NH_3)، وأيون الأمونيوم (NH_4^+) يتواجدان في المحاليل المائية في توازن يعتمد كثيراً على الرقم الهيدروجيني pH. فكلما زاد الرقم الهيدروجيني pH عن ٧، زادت النسبة النسبية للأمونيا أضعافاً مضاعفة. أما النيتروجين العضوي فيتم تعريفه وظيفياً على أنه النيتروجين المرتبط عضوياً في حالة الأكسدة الثلاثية السلبية، ومن ثم فهو لا يشمل كل مركبات النيتروجين العضوية. فالنيتروجين العضوي يشمل البروتينات، والببتيدات، والأحماض النووية، واليوريا، والعديد من المواد العضوية التخليقية. ونيتروجين كيلدال (TKN) هو اصطلاح يعكس طريقة تحديد النيتروجين العضوي، والأمونيا بإحدى طرق التحليل. أما النيتريت (NO_2) فهو حالة أكسدة وسيطة للنيتروجين، سواء في أكسدة الأمونيم إلى نيتريت، أو في اختزال النترات.

(٢٠,٢,١,٢) الفسفور

إن مركبات الفوسفور (P) يتم تصنيفها إلى مركبات الأورثوفوسفات (أو المركبات أُحادية الفسفور)، ومركبات الفوسفات المكثفة (البوليفوسفات أو المركبات المتعددة الفسفور)، ومركبات الفوسفات ذات الروابط العضوية. أما مركبات الفوسفات التي تستجيب للاختبارات اللونية، بدون تحلل أولي، أو هضم مؤكسِد للعينة، فتسمى اصطلاحاً بمركبات الفسفور التفاعلية، وهي بشكل كبير مقياس لتركيز مركبات الأورثوفوسفات (أو المركبات أحادية الفسفور). أما مركبات الفوسفات

المكثفة أو مركبات الفسفور القابلة للتحلل مع الأحماض فهي الجزء الذي يتحول إلى مركبات الأورثوفوسفات (أو المركبات أحادية الفسفور) فقط بواسطة التفكيك المؤكسد للمادة العضوية في العينة. أما الفسفور الإجمالي فهو إجمالي كل من مركبات الفسفور التفاعلية، ومركبات الفسفور القابلة للتميؤ (التحلل) مع الأحماض، ومركبات الفسفور العضوي. ومختلف أشكال مركبات الفسفور التي تظهر في المحاليل، أو الجزيئات أو البقايا الثقيلة، أو في أجسام الكائنات المائية. ولا تزال بعض مركبات الفسفور تستخدم في تركيبات التنظيف التجارية، وفي معالجة مياه الغلايات. وتتكون مركبات الفوسفات العضوية بواسطة عمليات بيولوجية، وتدخل في مكونات مياه الصرف الصحي مع مادة البراز، وبقايا النباتات، ومخلفات الطعام.

(٢٠,٢,١,٣) الكربون

إن إجمالي الكربون في مياه الصرف الصحي يتكون من مركبات الكربون غير العضوي [الكربونات (CO_3^{2-})، والبيكربونات (HCO_3^-)، وثاني أوكسيد الكربون التام الذوبان] والكربون العضوي. أما إجمالي الكربون العضوي (TOC) فيستخدم لوصف المواد العضوية المتحللة في مياه الصرف. والكربون العضوي في الماء وفي مياه الصرف الصحي يتكون من تشكيلة منوعة من المركبات العضوية في مختلف حالات الأكسدة. ويتم استخدام الأوكسجين البيوكيميائي (BOD) والأوكسجين الكيميائي (COD) لوصف الأجزاء التي يمكن أكسدتها بواسطة العمليات البيولوجية أوالكيميائية. ووجود الكربون العضوي الذي لا يستجيب لأي من هذه الاختبارات يجعل هذه الاختبارات غير ملائمة لقياس إجمالي الكربون العضوي. فإجمالي الكربون العضوي مستقل عن حالة أكسدة المادة العضوية ولا يعمل على قياس العناصر الأخرى ذات الروابط العضوية، مثل النيتروجين والهيدروجين، ولا حتى المكونات غير العضوية التي يمكن لها أن تسهم في الطلب على الأوكسجين المقاس في اختبارات (BOD) و (COD). واختبارات قياس إجمالي الكربون العضوي (TOC) تعتمد على تفكيك الجزيئات

العضوية إلى وحدات كربون مفردة تتحول إلى صورة جزيء منفرد (ثاني أكسيد كربون) يمكن قياسه كمياً.

(٢٠,٢,١,٤) الزيوت والشحوم

إن تجمعات الزيوت والشحوم في مياه الصرف الصحي تتحدد بالمقدار الذي يستخرجه محلول معين (هو في العادة الإيثان ثلاثي الكلور ثلاثي الفلور)، مقابل الكمية المطلقة لمادة محددة. وأغلب المواد في مجموعة الزيوت والشحوم هي من الهيدروكربونات المعدنية، والليبيدات (الدهون) البيولوجية. وتلك تشمل المادة الدهنية الآتية من مصادر حيوانية ونباتية، والهيدروكربونات ذات الأصول البترولية. وكذلك فإن مجموعة الزيوت والشحوم تشمل المواد غير الطيّارة المستخرجة بالمحلول من عينة مُحَمَّضة. وهذه المواد تشمل الكلوروفيل، ومركبات الكبريت، وأصباغاً عضوية معينة. ويمكن للزيوت التقليل من إنبات البذور، مع خفض إنتاجية المحصول عند توزيعها بمعدل مرتفع. أما الشحوم فسوف تقلل من نفاذية التربة، وسيكون لها تأثير سلبي على الكائنات الحية الدقيقة بالتربة (Ritter, 1987). ويغلب ظهور الزيوت والشحوم في مياه الصرف الصحي من عمليات التصنيع الغذائي، لاسيما الدواجن وتعليب اللحوم. ومياه الصرف الناتجة عن عمليات معالجة لحوم الدواجن تحتوي على ما بين ١٧٠ و٢٣٠ مجم/لتر من الزيوت والشحوم (Ritter, 1987).

(٢٠,٢,١,٥) البورون

إن تركيزات البورون في مياه الصرف الصحي البلدية ستكون أعلى من تركيزاتها في المياه المصدرية كنتيجة لمحتوى البورون الموجود في المنظفات المنزلية والتجارية. فمستويات البورون المثالية تتراوح ما بين أقل من ٠,١ مجم/لتر وأكثر من ٤ مجم/لتر. والحد الأقصى الموصى لمستوى البورون في مياه الري هو ٢,٠ مجم/لتر (انظر الفصل السابع). فالبورون هو أنيون ومن ثم لا تحتجزه مواضع تبادل التربة، ولكن مركبات البورات يتم احتجازها بشكل معتدل بمواضع تبادل كاتيونات التربة (أيوناتها

الموجبة). ويذكر عن البورون أنه صعب الترشيح من الآنيونات الأخرى، مما يستلزم ضعف قدر ماء الترشيح (Peacock,1994). وتظهر سُميّة البورون أكثر في المحاصيل الشجرية، وتظهر في صورة حروق طرفية وهامشية في الأوراق. ولن تظهر سمية البورون بشكل اعتيادي في العشب الأخضر؛ لأن البورون الذي يتراكم يزول مع القص المتكرر للعشب.

(٢٠,٢,١,٦) أيونات أخرى

إن تحديد الآنيونات الشائعة مثل آنيونات البروميد، والكلوريد، والفلوريد، والنترات، والفوسفات، والكبريتات، هو أمر مرغوب لتحديد الخصائص المميزة للماء ولتقدير الحاجة إلى معالجة معينة. وطريقة الفصل اللوني للآيونات بشكل نموذجي يتم استخدامها لتحديد الآيونات الموجودة في عينة الماء. فالأمر يقتضي معرفة تركيزات آيونات الصوديوم، والكالسيوم، والماغنسيوم لحساب نسبة امتصاص الصوديوم (SAR). فمعرفة ملوحة ونسبة امتصاص الصوديوم (SAR) في مياه الري من أي مصدرٍ كان أمر ضروري نتيجة للتأثيرات السلبية لارتفاع نسبة امتصاص الصوديوم (SAR) على خواص التربة. أما الكلوريد فقد يكون ساماً للنبات حين يتم توزيعه على الأوراق الخضراء لنباتات معينة. ويزداد تآكل المعادن المختلفة في نظم الري حين تكون لمياه الصرف الصحي ملوحة عالية، بسبب ازدياد التوصيل الكهربي للماء. وقد يتطلب الأمر اللجوء إلى استخدام الأنابيب المؤيَّنة (المؤكسدة)، وتجنب المعادن المختلفة ونظم التيار الكهربائي ما لم تكن هناك حاجة لها (Tchobanoglous and Burton, 1991; Fox and Nuss, 1987).

وهناك معلومات تفصيلية حول كل من الملوحة، ونسبة امتصاص الصوديوم (SAR)، والتأثيرات الكاتيونية المعينة على النباتات والتربة، واردة جميعاً في أقسام أخرى من هذا الكتاب (بالتحديد في الفصل السابع)، وفي دراسة تانجي Tanji (1990). فأما ملوحة مياه الصرف الصحي فستنشأ عن ملوحة المياه المصدرية ذاتها، والتركيزات الناشئة مع إعادة التدوير (مثل استخدام ماء المجاري المتدفق كماء غسيل بالدفق)، والتركيز الناتج

عن تبخر مياه الصرف الصحي، وعن عمليات الأعلاف الحيونية المركزة (CAFOs). وهناك آيونات معينة تنشأ عن عمليات التصنيع الغذائي. فعلى سبيل المثال، فإن عمليات التقشير بالمواد الكاوية لثمار الخوخ والبطاطس تتسبب في ظهور نسبة مرتفعة من الصوديوم في مياه الصرف الصحي، ومياه الصرف الصحي لعمليات معالجة السكر تحتوي على مستويات مرتفعة من الكبريت، ومياه الصرف الصحي لعمليات معالجة المأكولات البحرية تحتوي على مستويات مرتفعة من النترات والصوديوم (Ritter 1987)، ومياه الصرف الصحي عالية القوة لعمليات الإطعام المركزة للحيوانات (CAFO) ستكون بها تركيزات عالية من الملوحة، والكلوريد، والصوديوم، والآمونيوم، ومركبات الأورثوفوسفات (أو المركبات أحادية الفسفور) (Sweeten and Wolfe, 1994).

(٢٠,٢,١,٧) المعادن الثقيلة

إن المعادن الثقيلة (والمعروفة كذلك بالمعادن الأثرية أو العناصر الأثرية) هي التي تثير القلق في مياه الصرف الصحي لأنها تتراكم في السلسلة الغذائية لتبلغ تركيزاً ساماً وقد تتحرك عبر التربة لتدخل إلى المياه الجوفية (USEPA, 1981).

والمعادن الثقيلة تتواجد بتركيزات منخفضة في مياه الصرف الصحي المحلية (البلدية) التي تتميز بأقل مكونات صناعية، وكذلك في مياه الصرف الناتجة عن عمليات التصنيع الغذائي. أما مياه الصرف الآتية من الصناعات الحيوانية فسيكون بها تركيزات متدنية من النحاس والحديد وربما معادن أخرى ناتجة عن الإضافات الغذائية والمضادات الحيوية، ولكن تلك لابد أن تكون تركيزات متدنية بشكل نسبي ولا تمثل بالطبع مصدر قلق عند ري الأرض. ففي مياه الصرف، تميل المعادن الثقيلة إلى مركبات الهيدروكسيدات المعدنية، ومركبات الفوسفات، ومركبات الكربونات، وغير ذلك من المواد المترسبة التي تقوم بامتزاز المواد العضوية الصلبة أو التي تترسب مع المكونات الأخرى (Page and Chang, 1981). وهذه المركبات لها قابلية ذوبان متدنية، وسوف تقوم جسيمات التربة بترشيحها بشكل فعال. فمع احتجاز الكاتيونات والمعادن

الثقيلة عن مواضع تبادل كاتيونات التربة، فإنها لا تتحرك بسهولة في طبقات التربة (Ritter, 1987; McBride, 1994).

كاتيونات المعادن الثقيلة، على خلاف كاتيونات الصوديوم والكالسيوم والماغنسيوم والبوتاسيوم، لا تترسب بسهولة في مواضع تبادل الكاتيونات بسبب تركيزاتها المتدنية بشكل نمطي. وعلى كل الأحوال، فإن امتصاص النبات لها سيظهر فقط عندما تكون المعادن موجودة في صورة قابلة للذوبان أو للتبادل. وبوجه عام، يحدث ذلك حين تكون مواضع تبادل كاتيونات التربة مشغولة، وحين يكون رقم أيون الهيدروجين (pH) للتربة أقل من ٦,٥ (USEPA, 1981). فعند معدلات التطبيق التي تتم مواجهتها بشكل اعتيادي، نجد أن التربة تكون لها القدرة على امتصاص المعادن الثقيلة تكافئ على الأقل قدرتها على امتصاص الفسفور. وعندما تقوم النباتات بامتصاص المعادن الثقيلة، نجد أن أغلب المعادن سوف تتسبب في ظهور أعراض مرضية مرئية بالعين في النباتات أو تتسبب في موت النبات قبل أن يصير تركيز المعادن في مجموعة الأوراق النباتية ساماً للحيوانات والبشر. وتعتبر معادن الكادميوم، والنحاس، والمولبدنيوم، بمثابة استثناءات لأن التركيزات السامة تتراكم في أنسجة النباتات قبل أن تظهر الأعراض المرضية عليها.

الكادميوم سام للحيوانات والبشر وأشكال الحياة المائية عند تركيزات متدنية حتى ١٥ مجم/لتر، ويعتبر مادة مسرطنة. وقد يدخل الكادميوم إلى المياه عبر المصارف الصناعية من خلال تحلل الأنابيب المجلفنة، حيث يكون الكادميوم إحدى شوائب الزنك. أما النحاس، والمولبدنيوم، والنيكل، والرصاص، والزنك، وغيرها من المعادن الثقيلة الأخرى التي تتواجد في مياه الصرف الصحي، فالنحاس سام للنباتات عند تركيزات تتراوح ما بين ٠,١ و١,٠ مجم/لتر، ويمكن له أن يكون ساما للحيوانات المجترّة، لاسيما الأغنام، ولكنه لا يمثل تهديداً لصحة البشر. أما المولبدنيوم فهو ليس ساماً في التربة والمياه عند التركيزات الطبيعية له، ولكنه يكون ساماً للحيوانات عند تركيز يتراوح ما بين ١٠ و٢٠ مجم/لتر في الأعلاف الخضراء التي ينخفض فيها تركيز النحاس.

أما النيكل فهو سام لعدد من النباتات عند تركيزات تتراوح ما بين ٠,٥ و١,٠ مجم/لتر. أما الزنك فهو من العناصر المغذية الضرورية، ولكنه يعتبر ساماً كذلك بالنسبة للكثير من النباتات مع تفاوت تركيزاته. والتأثيرات السامة على النباتات، هي أكثر شيوعاً في التربة الحمضية منها في التربة القلوية (القاعدية). أما الرصاص فهو مادة سامة خطيرة، تتراكم في أنسجة جسم الإنسان. والرصاص يأتي للماء من تفكك أدوات السباكة القديمة المصنوعة من الرصاص، أو من وصلات الأنابيب الملحومة والمتلامسة مع الماء الحامضي الميسر (أي المزال عُسره). والرصاص على كل الأحوال، نجده ثابت الحركة بشكل كبير في التربة، ولا يحتمل أن تمتصه النباتات (Ritter, 1987). وقد تكون المعادن الثقيلة الأخرى موضع قلق، إذا ما تم استخدام مياه الصرف الصناعي في معالجة الأراضي.

ويمكن تحديد وجود المعادن وتركيزاتها باتباع طريقة الامتصاص الذري وطرق أخرى.

(٢٠,٢,١,٨) خصائص كيميائية أخرى

إن قلوية الماء تشير إلى قدرتها على معادلة الأحماض. وهي محصلة كافة القلويات القابلة للمعايرة، ومن ثم فهي خاصية تراكمية للماء. والقلوية هي بشكل أساسي خاصية وظيفية لمحتوى الكربونات، والبيكربونات، ومحتوى الهيدروكسيد، على الرغم من أنها تشمل أيضاً مساهمة من طرف مركبات البورات، أو الفوسفات، أو السيليكات، أو غيرهم من القلويات.

أما حامضية الماء فتشير إلى قدرته الكمية على التفاعل مع القواعد (القلويات) القوية لبلوغ نشاط معين لأيون الهيدروجين pH. والحامضية هي قياس لخاصية تراكمية للماء، ويمكن تأويلها فقط حين يكون التكوين الكيميائي للعينة معروفاً.

والحامضية تسهم في القدرة على التآكل، وتؤثر في معدلات التفاعل الكيميائي، وفي التصنيف إلى أنواع كيميائية جديدة، وفي العمليات البيولوجية. ويتم تقدير الحامضية بالمعايرة على نقطة تعادل نشاط أيون الهيدروجين pH.

أما تفاعلات الأكسدة والاختزال (الإخسدة) فتحدد سلوك الكثير من المكونات الكيميائية في مياه الصرف الصحي، بالإضافة إلى الكثير من التجمعات المائية في البيئة المحيطة. وكل من نشاط التفاعل وقابلية الحركة للعناصر المهمة في الأنظمة البيولوجية، يعتمدان بقوة على ظروف تفاعلات الأكسدة والاختزال (الإخسدة). فتفاعلات كل من الالكترونات والبروتونات هي رهن بنشاط أيون الهيدروجين pH وطاقة جهد الاختزال والأكسدة Eh. فطاقة جهد الاختزال والأكسدة Eh مثلها مثل نشاط أيون الهيدروجين pH، تعبر عن عامل تركيز، لكنها لا تميز القدرة على الأكسدة أو الاختزال.

(٢٠,٢,٢) المقومات والخصائص البيولوجية

(٢٠,٢,٢,١) المسببات المرضية

إن الكائنات المسببة للأمراض تتواجد في كافة مياه الصرف الصحي، ولابد من اعتبارها موجودة كذلك في كافة المياه السطحية. والجزء رقم (٢٠,٤,١) يصف هذه الكائنات المسببة للأمراض.

(٢٠,٢,٢,٢) المادة العضوية

إن مياه الصرف الصحي التي لم تتلق معالجة ثلاثية كاملة، ستحتوي على المادة العضوية. والمؤشرات القياسية على محتوى المادة العضوية هي كل من المحتوى المطلوب من الأوكسجين البيوكيميائي (BOD)، والمحتوى المطلوب من الأوكسجين الكيميائي (COD)، وإجمالي الكربون العضوي (TOC)، وهو ما تم ذكره آنفاً.

(٢٠,٢,٢,٣) المحتوى المطلوب من الأوكسجين

إن تحديدات كل من المحتوى المطلوب من الأوكسجين البيوكيميائي (BOD)، والمحتوى المطلوب من الأوكسجين الكيميائي (COD)، هي اختبارات تجريبية لقياس متطلبات الأوكسجين النسبية لمياه الصرف الصحي، والنفايات السائلة، والمياه الملوثة. فأما المحتوى المطلوب من الأوكسجين البيوكيميائي (BOD) فهو المقدار المطلوب من الأوكسجين الذائب لاستيفاء احتياجات عمليات الأيض الحيوي للكائنات المجهرية التي

تقوم بتحليل المادة العضوية الكربونية في عينة الماء (Loehr *et al.*, 1979)، ويستخدم كأحد القياسات غير المباشرة للتركيز العضوي القابل للتحلل في العينة. واختبار المحتوى المطلوب من الأوكسجين البيوكيميائي (BOD) يشمل كذلك الأوكسجين المستخدم في أكسدة المادة غير العضوية مثل مركبات الكبريتيد، ومركبات الحديد ثنائي التكافؤ (الحديدوز). ودراسة تشوبانجلوز وبرتون Tchobanoglous and Burton (1991) تزودنا بتفاصيل كل من الاختبارات المعملية، والقيود المعملية، وحركية التفاعل اللازمين لتحديد المحتوى المطلوب من الأوكسجين البيوكيميائي (BOD).

أما المحتوى المطلوب من الأوكسجين الكيميائي (COD)، فهو مقياس كميّ لمقدار الأوكسجين اللازم للأكسدة الكيميائية القوية للمادة العضوية الكربونية. والأمونيا لا تتأكسد ما لم يكن هناك تركيز بارز من أيونات الكلور. والمحتوى المطلوب من الأوكسجين الكيميائي (COD) في مياه الصرف الصحي بشكل عام أعلى من المحتوى المطلوب من الأوكسجين البيوكيميائي (BOD)، لأن المزيد من المركبات يمكن أن تتم أكسدتها كيميائياً أكثر من أكسدتها بيولوجياً (Tchobanoglous and Burton, 1991).

(٢٠,٢,٢,٤) المواد العضوية الأثرية

إن المركبات العضوية الأثرية مثل مبيدات الآفات، وغيرها من المواد الكيماوية الزراعية تكون سامة وتمثل ملوثات هامة لمياه الصرف الصحي. وأغلب المواد العضوية الأثرية تتم إزالتها بشكل فعال بواسطة معالجة التربة. فالمواد العضوية الأثرية، مثل مبيدات الحشائش، يتم امتزازها، ويتبع ذلك تحللها البيولوجي وتطايرها. ويظهر امتصاص النبات كدالة مع كل من قابلية الذوبان، والحجم، والتركيز والقطبية للجزئي العضوي، ومحتوى المادة العضوية، ونشاط أيون الهيدروجين pH، والنشاط الميكروبي للتربة، والمناخ (USEPA, 1981; Hutchins *et al.*, 1985). ومن غير المحتمل أن يكون امتصاص النبات للمواد العضوية الأثرية كافياً ليمثل تهديدا لصحة الحيوانات والبشر (USEP A, 1981).

(٢٠,٢,٢,٥) الكائنات الحية الدقيقة

نتيجة لوجود محتوى العناصر المغذية في مياه الصرف الصحي، فإن أي تخزين لمياه الصرف الصحي والمياه المعالجة قبل عملية الري سينتج عنه نمو نشط لعوالق البناء الضوئي وغيرها من الكائنات الحية الدقيقة. والكائنات الحية الدقيقة التي تمثل مصدر قلق رئيسي في مصادر مياه الري هي الطحالب، وبكتريا الأوحال، والأوليات المستوطنة بالقولون، والتي تؤثر جميعاً في الجودة الكيميائية والفيزيائية للماء.

(٢٠,٢,٣) المقومات والخصائص الفيزيائية

الخصائص الفيزيائية للماء تشمل الرائحة، والأوكسجين الذائب، والمواد الصلبة، واللون، والعكارة. والعكارة تتسبب فيها المواد المعدنية العالقة، والمواد العضوية وغير العضوية دقيقة التفتت، والمركبات العضوية الملونة القابلة للذوبان في الماء، والعوالق النباتية والحيوانية.

وعادة ما ينبئ عن وجود العكارة بمقياس العكارة النفيلينية (NTU)، وهو جهاز يستخدم لقياس حجم وتركيز الجسيمات في السائل من خلال تحليل الضوء الذي يشتته المحلول. أما اللون فهو اللون الحقيقي للماء، بعد إزالة العكارة.

(٢٠,٢,٣,١) الرائحة

الرائحة تتميز بشدتها أو لذتها (أي كونها مبهجة أو غير مبهجة)، وصفتها أو جودتها، والتي عادة ما توصف بكلمات تشير إلى مصدرها المحتمل (Dravnieks, 1979). أما وصف الرائحة بالكريهة فهو مزيج بين الشدة واللذة، بالإضافة إلى المدة والتكرارية. والرائحة هي مشكلة شائعة في معالجة واستخدام مياه الصرف الصحي. وبوجه عام، كلما زادت معالجة مياه الصرف الصحي اكتمالاً قلت مشاكل الرائحة. وتطبيق مياه الصرف الصحي في نظم ري الأراضي يشترط الري بالمياه ذات الحدّ الأدنى من الرائحة الكريهة.

(٢٠,٢,٣,٢) الأوكسجين الذائب

يتصف الأوكسجين الذائب (DO) بكونه ضرورياً للتحلل البيولوجي والكيميائي للمادة العضوية الكربونية والنيتروجينية الموجودة في مياه الصرف الصحي. فإن لم يكن

الأوكسجين الذائب (DO) غير كاف لتلبية احتياجات المادة العضوية من الأوكسجين، فإن الكتلة المائية المتلقية ستتصف بكونها لا هوائية، ربما باستثناء طبقة سطحية رقيقة للغاية. وكافة الكائنات المائية تقريباً، باستثناء البكتريا اللاهوائية، لابد أن تحصل على الأوكسجين الحر للتنفس من أجل البقاء (Wheaton, 1977).

(٢٠,٢,٣,٣) المواد الصلبة

المواد الصلبة تشير إلى المواد العالقة أو الذائبة في الماء أو في مياه الصرف الصحي. والمواد الصلبة تؤثر بصورة سلبية على نوعية مياه الصرف الصحي بطرق عدة. وإجمالي كمية المواد الصلبة يتم تقديرها بواسطة مقدار المخلفات الباقية في وعاء بعد التبخير ثم التجفيف اللاحق في الفرن عند درجة حرارة محددة. وإجمالي المواد الصلبة العالقة (TSS) هي المواد الصلبة التي يتم إزالتها بواسطة المرشِّح أو الفلتر (مقياس حجم فتحاته نحو ٢,٠ ميكرومتر أو أقل). أما مصطلح المواد الصلبة الثابتة فهو مصطلح ينطبق على البقية الباقية من إجمالي المواد الصلبة العالقة والمذابة بعد التسخين لفترة محددة عند درجة حرارة محددة. أما النقص في الوزن فهو مقياس للمواد الصلبة المتطايرة.

(٢٠,٢,٤) النوعية المنتقاة من مياه الصرف الصحي والمياه المعالجة

(٢٠,٢,٤,١) البلدية

مياه الصرف الصحي البلدية يمكن وصفها بأنها متدنية، أو متوسطة أو عالية القوة (Tchobanoglous and Burton, 1991) اعتماداً على تركيزات المكونات الأكثر خطورة، الجدول رقم (٢٠,١).

(٢٠,٢,٤,٢) عملية التغذية المركزة للحيوانات (CAFOs)

إن تدفق مياه مجاري بحيرة عملية التغذية المركزة لحيوانات مزارع الألبان سيكون لها تفاوت كبير في القوة كنتيجة لمصدر المخلفات، والتخفيف بواسطة مياه غسيل صالة الحلب وسقوط مياه الأمطار، والتركيز بواسطة التبخر في المناطق المفتوحة وفي نظام معالجة المخلفات. ومصادر المخلفات تشمل أي توليفة من مخلفات مركز الحلب،

ومخلفات حظيرة الإيواء، ومخلفات حارات التغذية المنظفة بالكشط، وعملية الجريان السطحي في المناطق المفتوحة (SCS, 1992; Sweeten and Wolfe, 1994). واستخدام المياه للبقرة الواحدة كل يوم في مركز الحلب يتراوح ما بين ٢٠ لتراً وما يزيد على ٥٥٠ لتر إذا ما كان يتم استخدام الماء العذب في غسيل الروث بالدفق (SCS, 1992). وعندما يكون الماء العذب محدوداً، يقوم منتجو الألبان باستخدام مياه مجاري البحيرات، من أجل غسيل الروث بالدفق من داخل حارات التغذية. ومياه الصرف الآتية من عمليات الإطعام المركزة لحيوانات الأبقار والدواجن والخنازير سيكون لها تفاوت مماثل في القوة.

(٢٠,٢,٤,٣) مخلفات عمليات التصنيع الغذائي

إن مياه الصرف الصحي الواردة من صناعة الخمور (الجدول رقم (٢٠,١)) تتميز بانخفاض قيمة الرقم الهيدروجيني pH، وانخفاض العناصر المغذية، وبالارتفاع النسبي للمحتوى المطلوب من الأوكسجين البيوكيميائي BOD (Crites, 1987). وتتميز مياه الصرف الصحي الخام الواردة من مصنع شركة كامبل للحساء بمدينة باريس بولاية تكساس، بانخفاض النيتروجين والفسفور، ولكنها تتميز كذلك بالارتفاع النسبي للزيوت والشحوم (١٢٥ مجم/لتر)، والمحتوى المطلوب من الأوكسجين. ومياه الصرف الصحي الواردة عن عمليات التصنيع الغذائي تتميز بكونها متفاوتة بشدة فيما يخص محتوى ومستوى المعالجة.

(٢٠,٣) العناصر المغذية في مياه الصرف الصحي والمياه المعالجة

إن النيتروجين (N)، والفسفور (P) هما من العناصر المغذية للنباتات والتي يمكن التحكم فيها باعتبارها إما مصادر أو ملوثات محتملة لابد من التخلص منها بواسطة أنظمة النبات والتربة خلال عملية معالجة الأرض. فإذا كان سيتم استخدام خزان مع نظام الري، فإن القلق الرئيسي من النيتروجين والفسفور كعناصر مغذية، هو تأثيرهما على مستوى توزيع الغذاء والطاقة في المياه السطحية. وأن تركيزات تبلغ

٠,٣ مجم/لتر من النيتروجين غير العضوي، و٠,٠٢ مجم/لتر من الفسفور غير العضوي، تعتبر عتبة التحمل الحرجة لنمو الطحالب والنباتات المائية الدقيقة في البحيرات (Loehr *et al.*, 1980; Daniel *et al.*, 1993).

الفسفور هو العنصر الغذائي المنفرد الأكثر حسماً في عملية إغناء المياه بالمغذيات العضوية، على الرغم من أن النيتروجين يكون هو العنصر الغذائي الحاسم في المياه التي تحتوي على أكثر من ٠,٠٣ مجم/لتر من الفسفور الذائب أو حين تكون نسبة إجمالي النيتروجين إلى إجمالي الفسفور أقل من ١٥ : ١ (Daniel *et al.*, 1993). ومياه الصرف الصحي البلدية ومياه الصرف الزراعي الحيواني، عادة ما يكون لها نسب إجمالي نيتروجين إلى إجمالي فسفور أقل بكثير من ١٥ : ١، ونموذجياً أقل من ٥ : ١ (الجدول رقم ٢٠,١). وفي الترب، تعتبر النسبة ٧ : ١ هي المثالية لامتصاص النباتات (Bowmer and Laut, 1992).

ولابد لمهندس الري أو البيئة أن يكون مدركاً لأشكال النيتروجين والفسفور في مياه الصرف الصحي والمياه المعالجة. فشكل ومحتوى النيتروجين سيتفاوت بشكل كبير، اعتماداً على المعالجة قبل الري. وسوف تظهر حالات الفقد في النيتروجين والفسفور في برك المعالجة، والخزانات، كدالة مع كيميائية الماء، وبيولوجيته، ومع الظروف البيئية.

النيتروجين في مياه الصرف الصحي عادة ما يكون في صورة النيتروجين العضوي، والآمونيوم والأمونيا. أما محتوى النترات في مياه الصرف الصحي المعالجة بشكل لا هوائي فسوف يكون متدنيا بشكل طبيعي. وعند تحلل المخلفات المعدنية، يتم سدّ الاحتياج المطلوب من الأوكسجين لعمليات الأيض الحيوي الميكروبي أولا من الأوكسجين الذائب المتاح. وتعتبر مركبات النترات هي المصدر التالي للأوكسجين، ومن ثم فإن أي مركب نترات في النظام يتم عندئذ اختزاله إلى الآمونيوم. وعندما يتم تطبيق مياه الصرف الصحي إلى بيئة نبات–تربة هوائية، فإن البكتريا تقوم بأكسدة الأمونيا بحامض النيتريتك إلى نيتريت كحالة وسيطة، ثم إلى نترات. والنترات قابلة للحركة بشكل كبير في الماء السطحي، لكن

الآمونيوم ليس كذلك. فمركب الآمونيوم يتم امتزازه إلى مواضع الشحن السالبة في المعادن الطينية، بسعة امتزاز كافية لاحتجاز كل الآمونيوم الوارد من تطبيقات الري ذات المعدل البطيء (Broadbent and Reisenaur, 1985).

والتحولات البيولوجية للنيتروجين هي تثبيت الحركة، والتمعدن، والنترجة (الأكسدة بحامض النيتريك)، واختزال النيتروجين من المركبات، واحتجاز النيتروجين بواسطة النباتات (Keeney,1983). فأما مصطلح تثبيت الحركة فيشير إلى تحول الأشكال غير العضوية إلى مركبات عضوية. أما مصطلح التمعدن فيشير إلى تحول النيتروجين العضوي إلى مركب الآمونيوم. ويعتبر امتصاص النبات للنيتروجين غير العضوي (النترات والآمونيوم)، والاندماج مع مركبات النبات العضوية، بمثابة عملية تثبيت الحركة الأساسية.

إن محتوى الفسفور في مياه الصرف الصحي، مثله مثل النيتروجين، سيتباين بشكل كبير كدالة مع مصدر ونوع المعالجة. ولابد من تحديد محتوى الفسفور في مياه الصرف الصحي المفترض استخدامها في الري.

الفسفور يتواجد في أشكال عدة في الماء وفي بيئة النبات والتربة. فأما الفسفور الجزيئي فيتكون من مادة عضوية، ومعادن بلورية، ورواسب لا بلورية، الفسفور التفاعلي (بشكل أساسي الأورثوفوسفات) الذي تمتصه وتمتزه حبيبات التربة، لاسيما الطين. وجدير بالملاحظة أن مركبات الأورثوفوسفات هي آنيونات، ومن ثم، لا تسهم في تبادل الكاتيونات، كما أنها لا يتم امتزازها إلى مواضع المعادن الطينية بفروق جهد سالبة الشحنة. ورواسب الفوسفات، والمعادن الفسفورية لها قابلية ذوبان متفاوتة، وجميعها بوجه عام هي منتجات تفاعلية مع الكالسيوم، والحديد، والألمونيوم. والفسفور القابل للذوبان في الماء يتكون من مركبات الأورثوفوسفات (PO_4^{3-}, HPO_4^{2-}, $H_2PO_4^-$) والمركبات المتعددة الفسفور (P_2O_7)، والمركبات العضوية القابلة للذوبان في الماء. والتمييز بين المركبات المترسبة والقابلة للذوبان في الماء هو أمر ارتجالي نوعا

ما، لأن التمييز بينها يعتمد على قطر مسام المرشح (٠,٤٥ ميكرومتر). وتتسم كيميائية التربة الفسفورية والماء بالتعقيد. وتوجد المزيد من المعلومات بهذا الصدد في دراسة دياز وآخرون (1994) Diaz *et al.*، ومكبيرد (1994) McBride، وستيم ومرجان (1996) Stumm and Morgan.

في محلول التربة، ينشأ توازن بين الفسفور الكائن في المحلول، والفسفور غير المستقر على أسطح حبيبات التربة. ومع إزالة النباتات للفسفور من ماء التربة، تتم استعادة التوازن. أما مركبات الفوسفات القابلة للذوبان في الماء، لاسيما مركبات الأورثوفوسفات، فسوف تنقل مع ماء التربة وسوف تتوازن مع الفسفور غير المستقر. والحكمة التقليدية تقول إن التربة لن يكون لها ناتج ترشيح ذو تركيز كبير من الفوسفات. وهذه الحكمة حقيقية بوجه عام، لاسيما مع التربة المحروثة ذات المحاصيل الصفية، وذات القدرة ما بين المتوسطة والعالية على امتصاص أو امتزاز الفسفور. وخصائص الفسفور في التربة التي تتلقى مياه الصرف الحيوانية أو المخلفات الصلبة الحيوانية تظهر بشكل نمطي انخفاضاً أسياً في التركيز مع العمق (Sharpley *et al.*, 1984، Allhands *et al.*, 1995). وبالإضافة إلى اختبارات خصوبة التربة التقليدية، يتم اللجوء إلى استخدام اختبارات التوفر الحيوي لتوفير معلومات تحكم إضافية (Sharpley and Withers, 1994).

(٢٠,٤) المخاوف الصحية

إن الكائنات الحية الدقيقة المسببة للأمراض، ويشمل ذلك البكتريا، والفيروسات، والطفيليات، تتواجد في المخلفات البشرية والحيوانية، وفي المياه المحتوية على تلك المخلفات (NRC, 1998). وليس هناك من شك في أن ري المحاصيل الغذائية بمياه الصرف الصحي أو بمياه الصرف المعالجة، والملوثة بمياه الصرف الصحي، ينتج عنه ازدياد ظهور الأمراض (Rosas *et al.*, 1984; Rose, 1986; Ali, 1987) أو في وجود احتمال انتقال المرض من جرّاء ري المناطق التي يمكن للعامة الوصول إليها

والمحاصيل الغذائية بمياه الصرف. ويخلص تقرير المجلس القومي للبحوث (NRC, 1996) إلى أن المحاصيل الغذائية المروية بالمياه المعالجة لا تمثل على المستهلكين خطراً أكبر من المحاصيل المروية بالمصادر التقليدية. وتتمثل العناصر الضرورية لوقاية صحة البشر في الالتزام بالمعايير الحكومية الخاصة بالمياه المعالجة، وبضوابط الموقع، وبالاعتماد على نظم ري جيدة.

العناصر المسببة للأمراض يمكن لها أن تنتقل للإنسان من خلال ابتلاع مياه الصرف الصحي، أو استنشاق الرذاذ من المياه المستعملة، أو التلقيح الذاتي أو التلوث الذاتي من الأطعمة أو السوائل بعد التلامس المباشر معها، أو تلوث الأغذية، أو تلوث أعلاف الحيوانات، أو تلوث إمدادات المياه الصالحة للشرب. ولكي يظهر المرض نتيجة للري بمياه الصرف الصحي، لابد لمسببات المرض من أن تنجو من أي عمليات معالجة، وأن تواصل الحياة في تلك البيئة، وأن تكون متواجدة بأعداد كافية لكي ما تسبب المرض في الشخص المعرض للمرض (Rose, 1986). وتعتبر الصحة والسلامة الشاغلين الرئيسيين عند تطبيق استخدام مياه الصرف الصحي المعالجة في ري المناطق العامة، والمحاصيل الغذائية، وزراعات الأعلاف. وعلى الرغم من أنه لم يتم توثيق كون انتقال المرض بواسطة مياه الصرف الصحي المعالجة (وغير الملوثة بمياه الصرف الصحي الخام) يمثل مشكلة (Rose, 1986) إلا أن الماء الملوث من وحدات معالجة مياه الصرف الصحي، و/أو العمليات الحيوانية، كان متورطاً في تفشي الأمراض (مثلاً MacKenzie *et al.*, 1994).

أما بالنسبة لري المناطق العامة بمياه الصرف الصحي البلدية (المحلية)، فإن الدوائر الصحية لا تقبل بوجه عام بأي مخاطر تعلو على المخاطر المحتملة مع الري بالمياه الصالحة للشرب. فمعيار الجودة البيولوجية هو الماء الخالي بشكل أساسي من البكتريا والفيروسات (Asano *et al.*, 1992). وأغلب مشاريع معالجة مياه الصرف الصحي البلدية المعالجة تنتج الماء المتخلف فيه الكلور بتركيز ١ مجم/لتر. وأمثلة ذلك مشروع

ينابيع كلورادو بولاية كلورادو (Schwebach *et al.*, 1988)، ومشروع مدينة أورلاندو بولاية فلوريدا (Cross and Jackson, 1993)، ومشروع مدينة مونتيري بولاية كاليفورنيا (Sheikh *et al.*, 1990)، ومشروع مدينة سان ديجو بولاية كاليفورنيا (Shamloufard *et al.*, 1995). وري المحاصيل الزراعية بواسطة مياه الصرف الصحي البلدية يتم باستخدام المياه التي حظيت بمعالجة ثانوية على الأقل. والأمثلة على ذلك تشمل مشروع مقاطعة مسكيجون بولاية ميتشيجان (Brenner *et al.*, 1988)، ومشروع لوبوك بولاية تكساس (Moore *et al.*, 1988).

والري بمياه الصرف الصحي لابد من اعتباره ينطوي على احتمالية نقل العناصر المسببة للأمراض. والمعلومات المتعلقة بالجودة البيولوجية للماء، أو بالأوبئة ذات الصلة، ليست مفهومة بشكل جيد بما فيه الكفاية لوضع معايير. وليس هناك من دليل على أن الأمر يقتضي وجود لوائح أو معايير تنظيمية، ولكن هناك معلومات كافية للإشارة إلى ضرورة وجود حذر كبير والتزام بالممارسات الموصى بها لوقاية صحة الإنسان.

ونوعية مياه الصرف الصحي المستخدمة في ري محاصيل الأعلاف تكون أمراً له أهميته في مجال عمليات التصنيع الغذائي. فتطبيق استخدام المخلفات الحيوانية على محاصيل الأعلاف المفترض تخزينها كأعلاف هو أمر ينجم عنه ظهور سلالات متعددة من البكتريا مثل البكتريا العصويّة، وبكتريا الكلوستريديوم (Ostling and Lindgren, 1991). فبذور بكتريا الكلوستريديوم ستبقى حية داخل العلف المخزن. ولهذا، يكون لبكتريا الكلوستريديوم تأثير سلبي على عملية التسليج (تخزين الأعلاف)، مما ينتج عنه علف مخزون رديء، وبالتالي ينخفض أداء الحيوان، في حين أن البكتريا العصويّة تساعد على التفسخ الهوائي للعلف المخزون عندما يتم إخراجه من صومعة تخزين العلف لتقديمه كطعام للحيوانات. فإذا ما دخلت الجراثيم إلى الحليب واللبن من خلال التلوث، وإذا ما تم استخدام اللبن في عمل الأجبان، فقد ينتج نشوء ظاهرة "النفخ" (أي إنتاج حمض البيوتريك والغاز) (Jonsson, 1991) من انصهار الأجبان الصلبة.

"إشريشيا كولاي" هي أكثر أنواع البكتريا تواجداً في روث الحيوانات، ولكن أعدادها تنخفض بشكل كبير بعد أسبوع واحد من التطبيق المتزايد لاستخدام المخلفات على العلف (Rammer *et al.*, 1994). ومخلفات الحيوانات يمكن أيضاً أن تكون مصدراً لجرثومة الليستريا ذات الجينات أحادية الخلية (Husu *et al.*, 1990)، واستهلاك الخضروات النيئة الملوثة بهذه الجرثومة نتيجة استخدام المخلفات الحيوانية غير المعالجة، يسبب داء الليستريا وهو مرض مميت بشكل محتمل.

(٢٠,٤,١) الكائنات الحية البيولوجية الموجودة في مياه الصرف الصحي

إن المكونات البيولوجية الهامة في مياه الصرف الصحي هي الطحالب، والبكتريا، والفيروسات، والأوليات، والديدان الطفيلية. ومن الناحية العملية، فإن كل مياه الصرف بدون المعالجة الثلاثية تحتوي على كائنات حية حاملة للأمراض يمكنها أن تسبب الأمراض للإنسان. فالحويصلات الجرثومية، وحويصلات البيض الجرثومية المسببة للأمراض، تكون موجودة حتى في مياه الصرف الصحي المعالجة المتبقي فيها الكلور بتركيز ١ مجم/لتر. وهناك المزيد من المعلومات الإضافية في دراسة روز (1986) Rose، وشوفال وآخرين (1986) Shuval *et al.*. أما المعلومات الخاصة بالطحالب فهي واردة في دراسة قولدمان وآخرين (1972) Goldman *et al.*، وريدي (1981) Reddy، وفيمازل (1995) Vymazal، وستيم ومارغون (1996) Stumm and Morgan.

(٢٠,٤,١,١) البكتريا

إن أبرز أنواع البكتريا الحاملة للأمراض تسبب أمراضاً مثل الدوسنتريا (أو الزحار) وتسببه بكتريا "الشيجيلا"، والتيفود، والالتهاب المعوي، والذي عادة ما تسببه بكتريا "السالمونيلا" وبكتريا "كامبيلوبكتر" وأنواع معينة من بكتريا "إشريشيا كولاي" (Rose, 1986). وهذه السلالات تستوطن القنوات المعوية لدى البشر وغيرهم من الثدييات. وسلالات بكتريا "السالمونيلا" تشيع بشكل خاص في روث الماشية (Thelin and Gifford, 1983) وفضلات البشر (Rose, 1986).

ونوعية بكتريا مياه الصرف الصحي يمكن تقييمها بواسطة مؤشر بكتريا لا تكون مسببة للأمراض. وتلك البكتريا المستخدمة كمؤشر يتم استخدامها لأنها تكون متوافرة في مياه الصرف الصحي بأعداد أكبر من البكتريا المسببة للأمراض، ومن السهل عزلها، ومن المأمون أكثر التعامل معها (Thelin and Gifford, 1983). فإذا ما كانت البكتريا المؤشر متواجدة في عينة الماء، فإنه من المفترض وجود البكتريا المسببة للأمراض أيضًا. ومؤشرات وجود البكتريا في الماء هي إجمالي الأشكال العصوية (TC)، والأشكال العصوية البرازية (FC)، والأشكال البيضوية البرازية (FS). وكل من الأشكال العصوية البرازية (FC)، والأشكال البيضوية البرازية (FS) موجود في براز الإنسان، والماشية والطيور الداجنة. وقد تم نشر العديد من طرق تحديد تركيزات كل من إجمالي الأشكال العصوية (TC)، والأشكال العصوية البرازية (FC)، والأشكال البيضوية البرازية (FS) (مثل، Niemi and Niemi, 1991 ، و Sherer *et al.*, 1992).

(٢٠,٤,١,٢) الفيروسات

الفيروسات المعوية التي يمكن أن تنتقل في الماء تشمل فيروس شلل الأطفال، والصدى، والالتهاب الكبدي أ، وكوكساكي (Rose, 1986). وفيروس نوروالك، وروتا، وغيرها من الفيروسات الأخرى القادرة على إنتاج العدوى تتواجد أيضاً في مياه الصرف الصحي (Rose, 1986 ، Ward *et al.*, 1989). ويذكر روز Rose (1986) أن وجود الفيروسات في مياه الصرف الصحي هو أمر يسبب القلق لأن هناك ندرة من المعلومات حول ظهور وأهمية تلك الفيروسات، فطرق الفحص تكتشف ما يقل عن ٥٠٪ فقط من الفيروسات الموجودة في العينة، فبقاء الفيروسات على قيد الحياة في البيئة هو أمر ليس معروفاً بشكل جيد، وقد لا يتم التخلص بشكل فعال من الفيروسات في أنظمة المعالجة، فأعداد صغيرة من الفيروسات يمكن لها أن تسبب العدوى، كما أن نظام المؤشر البكتيري لا يعكس دوما وجود الفيروسات من عدمه.

إن المعالجة الثانوية والثلاثية لمياه الصرف الصحي تعملان على التخلص من الفيروسات بكفاءة تبلغ ٩٠٪ إلى ٩٩٪، ولكن بعض الفيروسات ستظل باقية في

أعقاب عملية التطهير (Rose, 1986). ويسود الظن بأن الفيروسات عندما يتم رشها كرذاذ خلال رشاشات الري فإنها تكون أكثر مقاومة للظروف البيئية من البكتريا (Rose, 1986). ويرك معالجة مياه الصرف الصحي، والخزانات لهما تأثير ملحوظ على قابلية الفيروسات للبقاء (Ward and Irving, 1987). وفي دراسة لمنطقة لوبوك ظهرت انخفاضات في واحد أو اثنين من مدخلات إحصاءات الفيروسات (Moore *et al.*, 1988; Ward *et al.*, 1989). ففي ظل الظروف المواتية، يمكن للفيروسات البقاء على قيد الحياة على أسطح الخضروات لأكثر من شهرين. ودرجات الحرارة المتدنية، والرطوبة العالية، ووجود المادة العضوية، والتظليل من أشعة الشمس المباشر، هي أمور واقية من الجفاف ومواتية لاستمرار بقاء الفيروسات (Ward and Irving, 1987). فالفيروسات تموت سريعاً في البيئة الجافة الدافئة. ويسود الظن بأن قابلية الفيروسات للبقاء تنخفض خلال عملية الرش كرذاذ (Schwebach *et al.*, 1988).

(٢٠,٤,١,٣) الديدان الطفيلية

إن الديدان الخيطية، والديدان المستديرة، والديدان الخطافية (كديدان الأنكلستوما)، والديدان الشريطية، والديدان السوطية، هي مستوطنة في مياه الصرف الصحي في مناطق العالم ذات ظروف النظافة المتدنية (Rose, 1986). وبويضات تلك الديدان الطفيلية تساعد على بقائها في مياه الصرف الصحي. فهذه البويضات هي بوجه عام، مقاومة للكلور، ولكنها تستقر أثناء عملية الترسيب. أما البرك ذات معدل الطحالب المرتفع (البرك ذات المعالجة الضحلة والمصممة بشكل خاص لتحظى بكثافة عالية من الطحالب من أجل إنتاج أوكسجين النهار لتقليل طلب مياه الصرف الصحي من الأوكسجين)، وبرك ترسيب المخلفات فهما من الطرق الفعالة إلى حد ما في التخلص من بويضات الديدان الطفيلية (Ayres *et al.*, 1992). وبويضات ديدان الإسكارس الشبيهة بديدان الأرض (وهي من الديدان المستديرة) هي الأكثر مقاومة من بين كل تلك الديدان المعوية المسببة للأمراض، ومن ثم غالباً ما يتم استخدامها كمؤشر على وجود الطفيليات (Rose, 1986; El Hamouri *et al.*, 1994). وتوصي

منظمة الصحة العالمية (في تقريرها لعام ١٩٨٩، والمقتبس من Ayres *et al.*, 1992) بحد أقصى بويضة دودة خيطية معوية بشرية واحدة لكل لتر من مياه الري.

(٢٠,٤,١,٤) طفيليات البروتوزوا

إن طفيل Giardia lamblia، وطفيل G. muris هما من الطفيليات الأولية (البروتوزوا) التي تسبب الإسهال للبشر الذين يبتلعون أكياسهم الجرثومية. والأكياس الجرثومية لطفيل الجيارديا Giardia ينبغي افتراض وجوده في كافة مياه الصرف الصحي والمياه السطحية المستخدمة في الري (LeChavallier *et al.*, 1991). والاحتياطات الواجبة لتفادي العدوى هي نفسها المتبعة في حالة طفيل Cryptosporidium، والذي يعد تهديداً أكثر خطورة في حالة الري بمياه الصرف الصحي. ويعتبر طفيل C. parvum هو الحيوان الأولي الطفيلي المسئول عن تفشي الإسهال الحاد وما يرتبط به من أعراض مرضية (أعراض cryptosporidiosis) في منطقة (Milwaukee) بولاية (Wisconsin) الأمريكية في ربيع عام ١٩٩٣ (MacKenzie *et al.*, 1994).

إن انتشار أكياس البيض الجرثومية لطفيل C. parvum في مياه الصرف الصحي من كافة المصادر، لاسيما تلك الواردة من تصنيع الألبان، وصناعات عجول الألبان، هو أمر يشير إلى الحاجة إلى الحذر وإلى تدابير وقائية عند استخدام مياه الصرف الصحي في الري. وكذلك تقتضي الحاجة اللجوء إلى احتياطات معقولة عند الري بالمياه السطحية من خطوط توزيع المياه الزراعية والحضرية (Ongerth and Stibbs, 1987; Hansen and Ongerth, 1991; LeChevallier *et al.*, 1991).

(٢٠,٤,٢) الجوانب الصحية للري بمياه الصرف الصحي

الدراسة التي دامت لخمس سنوات على مشروع تكرير مياه الري بمنطقة مونتري بولاية كاليفورنيا، أشارت إلى أن استخدام مياه الصرف ذات المعالجة الثلاثية (المياه المعالجة) في ري المحاصيل الغذائية هو أمر آمن ومقبول (Sheikh *et al.*, 1990). وكانت المحاصيل الغذائية المزروعة هي الخرشوف، والكرفس، والبروكلي، والخس، والقرنبيط.

وفي مشروع ينابيع كلورادو بولاية كلورادو، يتم استخدام مياه الصرف الصحي البلدية ذات المعالجة الثلاثية في ري مناطق الحدائق العامة (Schwebach *et al.*, 1988; Durand and Schwebach, 1989). والمعالجة الثلاثية تتكون من ترشيح (فلترة) وكلورة مياه المجاري المتدفقة من وحدة معالجة مياه الصرف الصحي. وكذلك تستخدم المدينة الجبلية مياه عملية الجريان السطحي، بدون معالجة، من أجل ري مناطق الحدائق العامة. وقد تم إجراء دراسة خاصة بعلم الأوبئة لدراسة مستويات الإصابة بالأمراض المعوية المعدية المرتبطة بالري بمياه ذات جودة مختلفة. وخلصت تلك الدراسة إلى أنه لم يكن هناك من فارق بين معدلات حالات الإصابة بالأمراض المعوية المعدية فيما بين رواد الحدائق العامة المروية بمياه صالحة للشرب ونظيراتها بين رواد تلك الحدائق العامة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة. "فأحوال العشب المبلل" من أي مصدر للمياه كانت مرتبطة بزيادة بارزة من الناحية الإحصائية في حالات الإصابة المسجلة بالأمراض المعوية المعدية. وكانت علاقة الارتباط أكثر قوة حين كانت أعداد البكتريا البرازية ذات الأشكال العصوية (FC) أو الأشكال البيضوية (FS) في مياه الري أعلى من ١٠٠/٥٠٠ ملل. وقد طرح باحثو هذه الدراسة فرضية مفادها أن السموم الداخلية الناتجة من البكتريا المعوية الحية أو الميتة هي شائعة التواجد في العشب، وأنها تنتقل إلى البشر من العشب الرطب.

وقد تم إجراء العديد من الدراسات الوبائية حول المخاطر الصحية الناجمة عن الري بمياه الصرف الصحي، في إسرائيل، حيث يتم استخدام ٧٠٪ من تدفق مياه الصرف الصحي في المناطق الحضرية للدولة كمصدر لمياه الري (Shuval *et al.*, 1989). وأغلب مياه الصرف الصحي تتلقى معالجة أولية، ومعالجة ثانوية في برك الترسيب. وقد أجرى شوفال وآخرون (1989) Shuval *et al.* دراسة حول عمال الري، وعائلاتهم، عامة السكان في ٢٠ مستوطنة زراعية. وكانت نوعية مياه الصرف الصحي المستخدمة في الري رديئة، وتبلغ فيها أعداد الأشكال العصوية للبكتريا نحو 10^4 إلى 10^5 لكل ١٠٠ ملل. وقد خلص الباحثون إلى أن مستويات الإصابة بالأمراض المعوية

لم تكن أكبر لدي عمال الري بمياه الصرف الصحي، أو عائلاتهم، أو السكان الذين ربما كانوا على اتصال برذاذ مياه الري، مما هي عليه لدى عامة السكان بوجه عام. وقد رصدت الدراسات أن مستويات متدنية من البكتريا والفيروسات في منشأ مياه الصرف الصحي عثر عليها على مسافات تبلغ حتى ٧٣٠ م باتجاه الرياح من الحقل المروي.

استطلاع دراسة العدوى بمنطقة لوبوك (LISS)، وهي دراسة للمخاطر الوبائية على الصحة المرتبطة بالري بمياه الصرف الصحي، وقد تم إجراؤها خلال الفترة من ١٩٨٠ إلى ١٩٨٣ (Moore *et al.*, 1988; Ward *et al.*, 1989). فمياه الصرف الصحي البلدية (المحلية) الواردة من اثنتين من وحدات الترشيح بالتقطير من مدينة لوبوك بولاية تكساس، كان يتم تطبيق استخدامها في ري المحاصيل الزراعية. حيث تضخ مياه الصرف الصحي في أنابيب إلى مساحة ١١٥٣ هكتار من أجل الري، بشكل رئيسي من خلال ٢٢ جهازاً من نظم الري المحورية. وفي عام ١٩٨٢، كان يتم ضخ مياه الصرف الصحي بشكل مباشر إلى الأجهزة المحورية. وفي عام ١٩٨٣ تم استخدام برك ضحلة (وهي منخفضات طبيعية ضحلة مملوءة بالماء، وعادة ذات تصريف خارجي) كخزانات لتخزين مياه الصرف الصحي قبل الري. وفي ربيع عام ١٩٨٢، كان متوسط تركيزات الأشكال العصوية للبكتريا البرازية (FC) يبلغ $٤,٣ \times ١٠^{٦}$ وحدة/١٠٠ ملل (والوحدة هي الوحدات المكونة للمستعمرات)، في حين أنه في ربيع عام ١٩٨٣، كان متوسط التركيزات يبلغ $٥,٣ \times ١٠^{٣}$ وحدة/١٠٠ ملل. وجميع المستويات هنا تجاوزت الخطوط الإرشادية لوكالة حماية البيئة EPA البالغة ١٠٠٠ وحدة/١٠٠ ملل لهذا النوع من الري. أما تركيزات الفيروسات المعوية فقد بلغت ٤٠ وحدة/١٠٠ ملل في ربيع ١٩٨٢، ٢ وحدة/١٠٠ ملل في ربيع ١٩٨٣ (حيث الوحدة هي الوحدات المكونة للبقع). وقد خلصت دراسة وارد وآخرين (1989) Ward *et al,* إلى أن التعرض لرذاذ مياه الصرف الصحي في استطلاع مراقبة العدوى بمنطقة لوبوك (LISS) لم يتلازم مع الزيادة في معدلات الإصابة بالأمراض، ولكن كان هناك إشارة إلى أن الإصابات

الفيروسية الجديدة كانت أكثر تكراراً في الظهور في الأشخاص ذوي التعرض الأعلى للرذاذ من الأشخاص ذوي التعرض المتوسط أو المتدني للرذاذ. ولم يكن هناك أدلة على أن الري بالرش بمياه الصرف الصحي سبب عدوى متزايدة بفيروس الروتا (المسبب للالتهاب المعوي في الأطفال)، لكن ربما يكون ظهر انتشار لأشكال العدوى الفيروسية الأخرى (Ward *et al.*, 1989).

(٢٠,٥) المحاصيل المناسبة للري بمياه الصرف الصحي والمياه المعالجة

لابد من مراعاة نوعية المحصول عند الري بمياه الصرف أو بالمياه المعالجة. فإذا كان التخلص من الماء و/أو محتوى النيتروجين هو الاعتبار الأساسي، فإن انتقاء المحصول لمواضع الري في التربة يعتمد إما على تطبيق الماء أو استخدامه أو على التخلص من النيتروجين. فبالنسبة لاستخدام الماء، نجد أنه طوال موسم الزراعة من المفضل بلوغ الحد الأقصى لمعدل البخر-نتح المقدر للمحصول ET. فالمحصول قد أو قد لا يتم حصاده وإزالته. أما بالنسبة للتخلص من النيتروجين، فلابد لعملية انتقاء المحصول أن تعتمد على النيتروجين الكلي المطلوب إزالته من قبل المحصول من الحقل ومن هذا المحصول. أنظمة تطبيق الأرض لا تصمم مستندة على حمولة الفسفور كعامل مقيد. فامتصاص الفسفور بواسطة أغلب المحاصيل سيكون منخفضاً فيما له علاقة بدخل الفسفور من مياه الصرف الصحي، لاسيما إذا ما كان تم تصميم النظام للتخلص من النيتروجين من أنظمة عملية التغذية المركزة للحيوانات (CAFO). فإذا ما تم تطبيق الفسفور بمعدلات تفوق معدلات امتصاص المحصول وتخلصه منه، فإنه لابد من أن يتم تحديد قدرة التربة على امتصاص وامتزاز الفسفور واستخدامه لحساب عدد السنوات التي يمكن خلالها استخدام الموقع في تطبيق الري بمياه الصرف الصحي.

أما الخصائص المميزة للمحاصيل المنتقاة للزراعة في المواقع المروية بمياه الصرف الصحي والمياه المعالجة (USEP A, 1981; George *et al.*, 1985) فهي قدرة عالية على

امتصاص العناصر المغذية وإزالتها، وارتفاع البخر-نتح للمحصول ET، وظروف رطوبة تربة مقبولة إلى عالية، وإمكانية تحقيق المحصول المحلي للعائد، وملاءمته للمعدات، والعمالة، ونظام الإدارة لدي المنتج، وتكيفه مع المناخ والتربة، واستيفائه لمتطلبات جودة مياه الري، والقيود المعتمدة على استخدام محاصيل الاستهلاك الآدمي، وجودة ملاءمته للتشغيل الإجمالي لدي المنتج.

وعملياً، فإن أي محصول متكيف محلياً، بما يشمل المحاصيل البستانية، يتم إنتاجه بالري بالمياه المعالجة أو بمياه الصرف الصحي دون التأثير بشكل سلبي على جودة أو كمية المحصول. ودراسة كيركهارن Kirkham (1986) تقوم بتلخيص المشاكل المرتبطة باستخدام مياه الصرف الصحي في ري محاصيل الخضر. وخلصت الباحثة إلى أنه من الواضح أن هناك القليل من المشاكل المرتبطة بالمياه المتدفقة من المجاري ذات المعالجة الثانوية والمستخدمة في ري محاصيل الخضر. فإذا كان التخلص من العناصر المغذية هدفاً رئيسياً في نظام معالجة الأرض، ففي العادة يتم انتقاء محاصيل الأعلاف. وأغلب محاصيل الأعلاف التي تحظى بمعدل مرتفع من البخر-نتح ET طوال موسم الزراعة، والتي تحظى بمتطلبات عالية من العناصر المغذية، تحتمل رداءة الصرف، و/أو الغمر الدوري، كما أنها تحتمل الملوحة العالية، ويمكن بذرها أو غرسها بشكل متداخل مع خليط من أنواع نباتات الفصل الدافئ والفصل البارد لإطالة أمد موسم الزراعة. أما محاصيل الأعلاف المعمرة فلها مجموع جذري متجاور، في حين أن المحصول الصفيّ الحوليّ سيكون به مناطق من التربة ليس بها مجموع جذري لامتصاص النيتروجين لفترات كبيرة في الربيع. كما أن محاصيل الأعلاف تتسم بأن لها متطلبات زراعية متدنية (مثل مكافحة الآفات، والزراعة والحرث، ودقة توقيت الممارسات الزراعية القائمة على دراسة الظواهر البيولوجية لنمو النبات). وبالإضافة إلى ذلك، فإن محاصيل الأعلاف لها في العادة سوق محلية، أو يمكن استخدامها في عملية الزراعة الحيوانية التي تنتج مياه الصرف الصحي. ودراسة بارنز وآخرين Barnes *et al.* (1995)

تقدم معلومات حول قابلية التكيف مع المناخ، وإنتاجية المحاصيل، والاستجابة للتسميد، وغير ذلك من المعلومات الخاصة بمختلف محاصيل الأعلاف.

وقد يكون للمحاصيل الصفيّة إنتاجية عالية، ولكن يكون بها اثنان من العيوب. فالفترة من الربيع قبل أن يبدأ المحصول في النمو، والفترة بعد الحصاد، من المعروف أنهما فترات بهما أقصى حد من احتمالية ترشيح النيتروجين. وثانيا، إذا ما تمت إزالة جزء واحد فقط من المحصول عند الحصاد (مثل الحبوب)، فإن أغلب العناصر المغذية تظل في الحقل.

أما الأعشاب الخضراء التي يحدث بينها وبين البشر تلامس مباشر فقد يتم ريها بالمياه المعالجة بالري بالرش، ولكن ليس بمياه الصرف، لأن جودة مياه الصرف لا تستوفي معايير التلامس الأساسية. وبالتالي، فإن أنظمة الأعشاب الخضراء في المناطق الحضرية والسكنية يتم استخدامها أكثر من أجل إعادة الاستخدام النافع للمياه المعالجة أكثر من معالجة المياه أو التخلص منها.

ومن المقبول معالجة أراضي الأشجار والغابات بمياه الصرف الصحي. فمن بين المزايا بلوغ الحد الأدنى من صيانة الموقع، وارتفاع المحتوى العضوي للنفايات في المياه السطحية والتربة، واستقرار قطاع التربة. أما الغابات القديمة التي ليس لها طبقة تحتية فهي غير ملائمة على كل الأحوال، للتخلص من العناصر المغذية (Burton and King, 1981).

(٢٠,٦) تصميم معدل تحميل النيتروجين

تقريباً لكافة نظم تطبيق المياه المعالجة ومياه الصرف الصحي، سيكون أي من معدل التحميل الهيدروليكي، أو معدل تحميل النيتروجين هو العامل المقيد. فإن كانت مياه الصرف الصحي أو المياه المعالجة بها محتوى متدنّ نسبياً من النيتروجين، من ثم فإن تحديد إجمالي مساحة الأرض المفترض ريها، وتصميم النظام، وفقاً لفصول أخرى

من هذا الكتاب. ولكن على كل الأحوال، فإن إجراءات التصميم ستتغير بشكل طفيف، لأن نقطة الانطلاق ستكون هي حجم أو معدل تدفق الماء المتاح للري. أما إذا ما كان المحتوى الإجمالي من النيتروجين في مياه الصرف الصحي عالياً أي أكثر من حوالي ١٠ مجم/لتر، وهو الحال مع أغلب مياه الصرف الزراعية، عندئذ فإن معدل تحميل النيتروجين يكون هو العامل الحاسم في تصميم النظام. ولابد من مقارنة كل من معدل التحميل الهيدروليكي، ومعدل تحميل النيتروجين معا لتحديد أيهما هو عامل الحسم. ومعدل التحميل الهيدروليكي سيكون معتمداً على البخر-نتح ET، بما يتفق والفصول الأخرى. أما معدل تحميل النيتروجين فقد يتم حسابه باستخدام موازنة نيتروجين سنوية بسيطة.

(٢٠,٦,١) إجراءات التصميم

إن إجراءات التصميم هي البدء بمحتوى النيتروجين، وبحجم أو معدل تدفق مياه الصرف الصحي. وحساب إجمالي موازنة النيتروجين هو أمر مطلوب لتحديد مساحة الأرض المطلوب ريها لمعالجة الأرض. ولابد من توافر أرض كافية للري و/أو معالجة الأرض بدون حدوث الجريان السطحي أو التسرب الذي يحتوى على أكثر من ١٠ مجم/لتر من مركب نترات النيتروجين NO_3-N. وإجراءات التصميم هي:

١- تقدير متوسط الإجمالي السنوي لمحتوى النيتروجين (مجم/لتر) في مياه الصرف الصحي، بما يشمل مياه عملية الجريان السطحي المحتجزة، كدالة مع الخصائص المميزة لمياه الصرف الصحي الصناعية أو الآتية من عملية التغذية المركزة للحيوانات CAFO والمعالجة المسبقة لمياه الصرف الصحي.

٢- تقدير الحجم الإجمالي السنوي لمياه الصرف الصحي. وهذا الإجراء يفترض أن خزانات تخزين مياه الصرف تم تصميمها بشكل مناسب لاستيعاب متطلبات تخزين مياه عملية الجريان السطحي ومياه الأمطار في فصل الشتاء.

٣- إيجاد النيتروجين السنوي (ناتج قيم الخطوتين ١ و٢ بوحدة كجم) الذي سيتم تطبيقه في الري.

٤- تحديد أنظمة الرعي أو الزراعة المحصولية التي سيتم استخدامها، والتقدير الأوليّ لإجمالي مساحة الأرض المفترض ريّها. وتقدير المادة المجففة من المحصول (ميقاجرام/هكتار) والتي ستتم إزالتها في حالة "طبيعية" في العام بوصفها وظيفة من توافر الماء والعناصر المغذية. ويقدر إجمالي النيتروجين المزال في المحصول (كجم/هكتار)، كنسبة مئوية من المادة المجففة من المحصول. وتحويل قيمة النيتروجين السنوي في مياه الري إلى الوحدة (كجم/هكتار). وتحويل حجم مياه الصرف الصحي إلى عمق (مم) لكل وحدة مساحة من الأرض.

٥- من الفصول الأخرى (الخامس، والسابع، والثامن) من هذا الكتاب، يتم تحديد احتياجات مياه الري من الاستهلاك المائي للنبات، والأمطار، وكفاءة نظام الري وانتظاميته، ومن أي متطلبات غسيل. ويعبّر عن احتياجات مياه الري بالعمق (مم).

٦- مقارنة مياه الصرف الصحي المتوافرة للري (كعمق بوحدة مم لكل وحدة مساحة من الأرض) مع متطلبات الاحتياجات المائية من مياه الري (مم). فإذا ما كان الماء المتوفر أقل كثيراً من متطلبات الاحتياجات المائية، فإنه عندئذ لابد إما من تطوير مصدر مياه آخر من أجل الري، أو يتم تنقيح المحاصيل الزراعية (وإزالة النيتروجين) باتجاه تنازلي لأخذ توافر المياه المتناقصة في الحسبان. وإذا كان الماء المتوفر أكبر بكثير من متطلبات الاحتياجات المائية، عندئذ لا يكون النيتروجين هو العامل الحاسم، ولابد من تصميم النظام بناءً على معدل التحميل الهيدروليكي بدلاً من البناء على معدل تحميل العناصر المغذية. وقد يستدعي الأمر استخدام سماد نيتروجين إضافي.

٧- استخدام طريقة موازنة للنيتروجين، مثل الطريقة المطروحة في القسم التالي، لمقارنة مقدار ١ كجم من النيتروجين/هكتار من مياه الصرف المطبقة، مع ١ كجم من النيتروجين/هكتار المزال خلال معالجة الأرض. فإذا كان مقدار النيتروجين المزال في نظام معالجة الأرض هو أقل من مقدار النيتروجين المنتظر تطبيقه، عندئذ فإن أياً من مقدار النيتروجين المنتظر تطبيقه يجب أن يتم خفضه (في معالجة أولية إضافية)،

أو يجب أن يتم زيادة مقدار النيتروجين المزال (من خلال زيادة الفقد في عملية اختزال النيتروجين من المركبات أو إضافة المزيد من الأرضي).

٨- إنهاء تجهيز مساحة الأرض المفترض ريها، ثم الانتقال لمرحلة انتقاء وتصميم معدات النظام.

(٢٠,٦,٢) موازنة النيتروجين

إن طريقة حساب موازنة النيتروجين هي طريقة مطلوبة لتحديد إجمالي مساحة الأرض اللازمة للري بمياه الصرف الصحي بدون تجاوز المعدلات الزراعية العلمية للتخلص من النيتروجين. وموازنة النيتروجين الإجمالية يتم في العادة حسابها لوحدة المساحات من الأرض على أساس سنوي. وقد تم تسجيل الإجراءات اللازمة لحساب موازنات الماء والعناصر المغذية في منطقة الري (مثل Loehr *et al,* 1979). أما دراسة طومسون وآخرين Thompson *et al.* (1997) فتوفر لائحة ببرامج الحاسب الآلي التي تقوم بحساب معدلات تطبيق السماد. وبعض هذه البرامج ستكون قابلة للتعديل مع تطبيق السوائل. أما نسبة مدخل النيتروجين N_i (كجم/هكتار) في موازنة النيتروجين فهي:

$$N_i = 0.01\times[(I+I_C)+(P+P_C)]+F+O+S \qquad (٢٠,١)$$

حيث إن:

0.01 = ثابت التناسب، من العلاقة (10^4 L/(ha mm) x 10^{-6} kg/mg).

I = مقدار الري الفعال الذي يصل إلى النبات وسطح الأرض، مم.

P = مقدار المطر الفعال الذي يصل إلى النبات وسطح الأرض، مم.

I_c = التركيز الإجمالي للنيتروجين في الري، مجم/لتر.

P_c = التركيز الإجمالي للنيتروجين في المطر، مجم/لتر.

F = إجمالي محتوى النيتروجين في السماد المضاف، كجم/هكتار.

O = النيتروجين الآتي من مصادر أخرى مثل الحركة باتجاه الأعلى من المياه الجوفية إلى الحيز الجذري، والمساهمة من قرون النباتات، كجم/هكتار.

S = التحلل إلى معادن (التمعدن) للنيتروجين الثابت منذ سنوات سابقة، كجم/هكتار.

ونسبة فقدان أو إزالة النيتروجين N_o (كجم/هكتار) في موازنة النيتروجين هي:

$$N_o=(0.01\times I\times I_c)(V_f\times I_f\times D_f)+0.01\times[(G\times G_c)+(R\times R_c)]+C_u \quad (٢٠,٢)$$

حيث إن:

V_f = الفاقد الجزئي لمدخلات الفواقد في النيتروجين نتيجة للتطاير.

I_f = الفاقد الجزئي لمدخلات الفواقد في النيتروجين نتيجة لثبات الحركة.

D_f = الفاقد الجزئي لمدخلات الفواقد في النيتروجين نتيجة إزالة النيتروجين.

G = الترشيح من الحيز الجذري إلى المياه الجوفية، مم.

G_c = تركيز النيتروجين في موضع الترشيح، مجم/لتر.

R = الجريان السطحي من موقع التطبيق، مم.

R_c = تركيز النيتروجين في الجريان السطحي للترشيح، مجم/لتر.

C_u = إزالة النيتروجين من المحصول، كجم/هكتار.

فإذا ما كانت قيمة N_0 تساوي أو أقل من قيمة N_i، عندئذ فإن قيمة N هي عامل الحسم بالنسبة لمعدل التحميل. وبمساواة كل من N_0 و N_i والحل الآني سينتج عنه I كما في المعادلة التالية:

$$I=[C_u-F-O-S+0.01\times[(G\times G_c)+(R\times R_c)-(P+P_C)]/[0.01\times I_c\times(1-V_f-I_f-D_f)] \quad (٢٠,٣)$$

والحد الأقصى المسموح به لنترات النيتروجين NO_3-N في التسرب إلى المياه الجوفية G_c، والجريان السطحي لهطول الأمطار R_c هو ١٠ مجم من نترات النيتروجين NO_3-N /لتر.

والتسرب إلى المياه الجوفية لن يبلغ قيمة الصفر مع معظم نظم تطبيق الأراضي، ولكن يفترض أن يكون صفراً في التصميم لتكون في الجانب المأمون. وفي بعض المناطق، فإن ذوبان الجليد في الربيع سينتج عنه تصريف للماء السطحي الصافي إلى المياه الجوفية. وفي بعض الأجواء المناخية، نجد أن المطر الغزير سوف يتسبب في تشبع طبقات التربة وينتج عنه تصريف للماء السطحي الصافي إلى المياه الجوفية. أما التقييم المحدد بحسب الموقع لكل من G وG_w فلابد أن يقوم على أساس قياسات أو على أساس نتائج نموذج محاكاة معتمد.

أما عملية الجريان السطحي للأمطار فقد يتم تقديرها من خلال نماذج مثل الأسلوب الرشيد، والمنحنى الرقمي "لمصلحة المحافظة على التربة الزراعية (SCS)" من بين طرق عدة. وقد ورد من منطقة جورجيا أن نسب الفقد في النيتروجين تتراوح ما بين ٣٪ و٧٪ من إجمالي النيتروجين المستخدم، وذلك بالنسبة لمياه صرف صناعات الألبان المستخدمة في الري بواسطة نظم الري المحوري (Hubbard *et al,* 1987). وبهذه المعدلات فإن ما بين ٢٥ و٣٠ كجم من النيتروجين للهكتار سوف يتم التخلص منها. ومن أجل الوصول إلى تصميم آمن، يتم إهمال إزالة النيتروجين في عملية الجريان السطحي للمياه. وهذا الرقم هو عادة أقل من ١٠٪ من إزالة النيتروجين عند حصاد المحاصيل.

فإذا كانت النترات هي العامل الحاسم في عملية ري الأراضي بمياه الصرف، فعندئذ لن تتم إضافة سماد نيتروجين. وعلى كل الأحوال، إذا كانت حمولة الفسفور ذات أهمية، فإنه يكون من المطلوب استخدام نيتروجين إضافي لموازنة الخصوبة وزيادة إنتاجية المحاصيل. ونسبة النيتروجين الآتية من قمم النباتات لابد من إدخالها في الحسابات.

ويمكن الحصول على الخصائص المناخية للمطر في الموقع من مصادر متعددة. فتقرير وكالة حماية البيئة الأمريكية USEPA (1981) يوصي بأن يتم ضبط تصميم المطر الشهري لفترة ٥سنوات عودة تردد. وبشكل بديل، إذا ما تم استخدام المطر السنوي، فلابد من استخدام ١٠سنوات كفترة عودة تردد، موزعة بالشهر اعتمادا

على نسب متوسط المطر الشهري إلى المطر السنوي. وقد يفترض أن يبلغ محتوى النيتروجين في المطر مقدار ٠,٥ مجم/لتر (Loehr *et al.*, 1979).

وأجزاء إجمالي النيتروجين المطبق، والتي هي متطايرة، وثابتة الحركة ومختزلة من المركبات، هي دوال مع عمليات المعالجة الأولية، ونظام الري، وبيئة النبات والتربة، وإدارة نظام معالجة التربة. وفي ظل غياب قيم محددة حسب الموقع، فإنه يتم استخدام بعض القيم التقريبية عند التصميم. وبالنسبة لمياه الصرف الصحي العالية القوة، والعالية في الرقم الهيدروجين pH، والآتية من عمليات الإطعام المركزة للحيوانات CAFO أو من مصانع الأغذية، نجد أن الفقد بالتطاير في نظام الري بالرش يبلغ ٢٠٪ (Broadbent and Reisenaur, 1985). وسوف يزيد الفقد بالتطاير، مع زيادة تركيزات الأمونيا في مياه الصرف الصحي. أما بالنسبة لمياه الصرف المعالجة ذات القوة المنخفضة، والرقم الهيدروجين المتعادل pH، والمحتوى المنخفض من النيتروجين، نجد أن الحمل الهيدروليكي سيكون بالطبع هو العامل الحاسم في التصميم. وبالنسبة للتربة جيدة التهوية ذات القوام الخشن، يتم إهمال عملية اختزال النيتروجين من المركبات. أما أنواع التربة المغمورة دورياً بالمياه وذات القوام الناعم، والري المتكرر، فتشجع على الظروف المواتية لعملية اختزال النيتروجين من المركبات. وبالنسبة لهذه الظروف فإن نسب الفقد خلال عملية اختزال النيتروجين من المركبات ترتفع لتبلغ نحو ٤٠٪ (Broadbent and Reisenaur, 1985). ونسب الفقد التي تقع في النطاق ما بين ١٥٪ إلى ٢٥٪ خلال عملية اختزال النيتروجين من المركبات لابد من استخدامها عند التصميم. أما حالات الفقد في النيتروجين خلال عملية شل الحركة الميكروبية فسوف تقع بشكل نمطي في المدى المتراوح ما بين ٢٢ و٤٥ كجم/هكتار، ولكنها ترتفع لتبلغ حتى ٥٥ كجم/هكتار (Broadbent and Reisenaur, 1985). وبالنسبة لتطبيق ري سنوي قدره ٣٣٣ مم مع محتوى نيتروجين إجمالي يبلغ ٣٠٠ مجم/لتر، نجد أن نسبة التثبيت الميكروبي تبلغ فقط حوالي ٥٪. وبناءً عليه، فإن الجزء الخاص بتثبيت الحركة، I_f، يتم إهماله. والخطوط الإرشادية الواردة في تقرير وكالة

حماية البيئة الأمريكية (1981) USEPA هي نسبة ١٥٪ إلى ٢٥٪ لعمليتي اختزال النيتروجين من المركبات، والتطاير مجتمعتين، ونسبة ٠٪ لصافي التخزين في التربة (أي عمليتي تثبيت الحركة والتحلل إلى معادن).

النيتروجين الذي يتم تطبيقه في صورة عضوية (الروث الطري أو الجاف أو المواد الصلبة العالقة) لابد من أخذه في الاعتبار عند تصميم معدل التحميل. ونحو ما بين ٢٥٪ و٣٥٪ من النيتروجين العضوي سيتم إطلاقه في موسم الحصاد الأول. وبالنسبة للاستخدام طويل الأمد للشوائب الصلبة، نجد أن إجمالي محتوى النيتروجين في الشوائب الصلبة لابد من إضافته إلى موازنة النيتروجين.

أما عملية التحلل إلى معادن الصافية للنيتروجين العضوي بالتربة فتتراوح نسبتها ما بين ٢٪ و٤٪ للعام الواحد من إجمالي نيتروجين التربة والذي يبلغ ما بين ١٠٠٠ و٥٠٠٠ كجم/هكتار (Keeney, 1983). وحد عملية التحلل إلى معادن للأرضي عالية الخصوبة، وعالية الإنتاجية يصل إلى ما يقارب ٢٠٠ كجم/هكتار. وبشكل مثالي، فإن حد عملية التحلل إلى معادن يمكن فهرسته بحد امتصاص المحصول. فإذا كان محصول أعلاف محصود يعطي إنتاجية تبلغ ١٠ ميقاجم/هكتار، له محتوى نيتروجين يبلغ ٢٪، فإن إجمالي ٢٠٠ كجم من النيتروجين سيتم التخلص منه في الكتلة العضوية التي يتم حصادها أعلي سطح التربة. وكقاعدة عامة، سيكون هناك إجمالي ٢٠٠ كجم مكافئة من النيتروجين المثبت الحركة في صورة عضوية في الكتلة العضوية القابعة أسفل التربة. وأغلب هذا سوف يتم لاحقا تحلله معدنياً إلى نيتروجين غير عضوي في الأعوام التالية، ويمكن دمجه داخل حسابات تحميل النيتروجين عند التحميل. وإذا كان يفترض لصافي التخزين أن يكون ٠٪ من النيتروجين المستخدم في حالة وضع ثابت، فإن التصميم سيكون محافظاً (أي ليس من غور صاف للمادة العضوية قي التربة).

مع معدلات التطبيق الملائمة، فإن امتصاص المحصول السنوي للنيتروجين وتخلصه منه عند الحصاد ستتراوح نسبته ما بين ٥٠٪ وما يزيد على ٩٠٪ من النيتروجين المطبق في العام. والبقية بشكل نمطي ستكون في صورة النيتروجين غير

المرتبط بالحصاد، وذي الروابط العضوية، في جذور النباتات، وغيرها من بقايا النباتات، مع مدخلات من حالات الفقد الأخرى في النيتروجين. ولتصميم معدلات التحميل عند التطبيقات العالية، لابد من استخدام نسبة تتراوح ما بين ٥٥٪ و٧٥٪ لامتصاص المحصول للنيتروجين وتخلصه منه عند الحصاد. وستكون هذه القيمة دالة مع المحصول والتربة. أما بالنسبة لمحاصيل الأعلاف، فقد يتم تعميم امتصاص المحصول للنيتروجين كنسبة مئوية من المادة المحصودة الجافة، لاسيما عند معدلات إضافة النيتروجين العالية. ويكون نطاق التصميم هو ما بين ١٪ إلى ٣٪ من إجمالي النيتروجين في المادة المحصودة المجففة في الأعلاف.

وبالنسبة لأغلب مراعي الأعشاب الحولية النقية على أنواع التربة الحمضية في جنوب شرق الولايات المتحدة، فإن نسب N:P:K (النيتروجين: الفسفور: البوتاسيوم) المفضلة للخصوبة هي ٤ : ١ : ٢ (Chamblee and Spooner, 1985). وإذا ما فقد النيتروجين من معالجة مياه الصرف الصحي ونظم التطبيق، فإن الأمر يقتضي استخدام نيتروجين إضافي لزيادة امتصاص الفسفور في الأعلاف. وقد يتم ذلك من خلال تسميد إضافي أو من خلال استخدام قرون النباتات المغروسة بشكل متداخل أو المزدوجة البَذْر.

ويتم تبسيط معادلة موازنة النيتروجين، مع الافتراضات الواردة في الفقرات السابقة بما في ذلك عدم تطبيق أي نيتروجين مخصَّب، إلى المعادلة:

$$I = [C_u - S - 0.01 \times (P \times 0.5)] / 0.01 \times I_c \times 0.75 \qquad (٢٠,٤)$$

ولعملية حسابية لعينة، تفترض أن البيانات المدخلة من بحيرة عملية التغذية المركزة لحيوانات مزارع الألبان CAFO، على أساس سنوي هي أن: مياه الصرف الصحي لها إجمالي محتوى من النيتروجين يبلغ ٣٠٠ مجم/لتر. وأن المطر الفعال ١٢٧٠مم. وأن المحصول المزروع في جنوب شرق الولايات المتحدة الساحلي هو عشب برمودا، متداخل معه القمح الشتوي، ويحصد كعلف ويزال من الحقل. وأن إجمالي

إنتاجية المادة الجافة ١٥ ميقاجم/هكتار، بمحتوى نيتروجين يبلغ ١,٥٪، ومن ثم فإن النيتروجين المزال يبلغ ٢٢٥ كجم/هكتار. أما النيتروجين المتحلل معدنيا بشكل سنوي S، فيبلغ ٥٠كجم/هكتار. وحل I يبين أن كمية الري الفعالة لا ينبغي أن تتجاوز ٧٥ مم. فإذا ما تم تطبيق أكثر من ٧٥ مم من مياه الري، فإن المزيد من النيتروجين سيتم تطبيق استخدامه أكثر مما يمكن أن يتم التخلص منه بواسطة المحصول. ولابد من تحديد مساحة الأرض المطلوبة للري بمياه الصرف الصحي من خلال إجمالي حجم مياه الصرف الصحي التي ستتوافر على أساس سنوي.

(٢٠,٦,٣) موازنة الفسفور

نتيجة لتعقيد كيمياء الفسفور في التربة، لم يتم تطوير نماذج مشابهة للفسفور. فإذا كانت حمولة الفسفور هي العامل الحاسم، فمن ثم فإن الاشتراط العام هو أن إجمالي حمولة الفسفور لا يجب أن تتجاوز معدل امتصاص وإزالة الفسفور من التربة الزراعية. ومحتوى الفسفور في المحاصيل المحصودة والمزالة من الحقل، يتم استخدامه لتحديد إجمالي مساحة الأرض المطلوبة لتطبيق مياه الصرف الصحي.

(٢٠,٧) نظم الري المستخدم بها مياه الصرف

الري السطحي كان يتم استخدامه في البدء لمعالجة مياه الصرف الصحي من الأراضي، وللري بالمياه المعالجة، لأنه كان طريقة ذات تكلفة منخفضة، وتقنية منخفضة، واستثمار منخفض في رأس مال. أما أهم المشاكل التي تواجه الري السطحي فتتمثل في التسرب العميق للماء المحتوي على النترات عند رأس الحقل، وضرورة احتواء وإعادة تدوير الجريان السطحي للماء الخلفي من موقع أراضي الري (Reed and Crites, 1984). وعندما تكون الظروف المحلية مواتية للتدفق بالجاذبية، يتم تصميم النظام باعتباره نظام معالجة تدفق سطحي (USEP A, 1981; Tedaldi and Loehr, 1992). ومع ذلك، فإن نظم الري بالرش هي النظم السائدة عند تطبيق مياه الصرف الصحي والمياه المعالجة، كما أن نظم الري الدقيق تزداد شعبية.

(٢٠,٧,١) نظم الري بالرش ونظم الريّ الدقيق مع المياه المعالجة

يمكن استخدام المياه المعالجة مع أي نوع من نظم الري بالرش أو الري الدقيق. فاستخدام المياه المعالجة لا يغير في تصميمها شيئاً، فيما عدا ما يخص خصائص السلامة الإضافية التى يجب إضافتها لحماية مصادر المياه الصالحة للشرب. وسيتم مناقشة هذا بشكل منفصل في هذا الفصل. أما بالنسبة لاستخدام هذه المياه في ري المناطق الحضرية، ومروج الأعشاب الخضراء، فإن النظم القياسية هي نظم الري الثابتة، وخطوط الأنابيب الرئيسة والفرعية المدفونة تحت الأرض. أما بالنسبة لري الأشجار، ومحاصيل الأعلاف، فإن جودة المياه المعالجة تتجاوز جودة المياه السطحية أو الجوفية المجاورة كنتيجة لعمليتي الترشيح والتطهير. ومرة أخرى نجد أن تصميم النظام هو نفسه في مصادر المياه الأخرى.

ونظم الري بالرش ونظم الري الدقيق لها نفس المزايا التالية عند استخدامها في الري بمياه الصرف الصحي أو المياه المعالجة:

- تطبيقات المياه والعناصر المغذية متماثلة نسبياً.
- تطبيقات الري الصغيرة تعتبر عملية.
- في ظل وجود إدارة جيدة، سيكون هناك الحد الأدني من الجريان السطحي، وهو ما يحول دون ضرورة وجود نظام لجمع مياه الجريان السطحي وإعادة استخدامها.
- يتم تصميم النظام للتقليل إلى الحد الأدنى من تلامس العامل مع مياه الصرف الصحي، فهي تحتوي على مسببات الأمراض.
- يكون النظام آليًّا لتطبيق المياه للتقليل إلى الحد الأدنى من تعرض العامة (الجمهور) إلى رذاذ الماء أو ماء الري.
- يكون النظام آليًّا لتسهيل وتبسيط إدارة عملية الري بواسطة القائمين على التشغيل الذين لا تعد مهمتهم الرئيسية هي الري أو إنتاج المحصول. ومن الأمثلة على ذلك نظم الري المحوري التي تستخدم مياه الصرف الصحي الآتية من عملية التغذية

المركزة لحيوانات مزارع الألبان CAFO، واستخدام نظم الري بالتنقيط تحت السطحي لتطبيق مياه الصرف الصحي المحلي من التدفق تحت سطح الأرض الرطبة.

• تطبيقات الرشاشات لقتل المسببات المرضية في مياه الصرف الصحي أمر فعال في تشجيع القضاء عليها لاسيما من الفيروسات.

• الري بالرش سينتج عنه فقد في النيتروجين نتيجة لتطاير الأمونيا، مما سيخفض من حمولة النيتروجين واحتمالات تسرب النترات.

• سهولة حفظ السجلات مع استخدام نظم الري المحورية وغيرها من النظم الآلية.

• في حالة الري الدقيق، يتم تطبيق مياه الصرف الصحي والمياه المعالجة أسفل سطح الأرض لتقليل تلامس البشر معها، واحتمالات الجريان السطحي لمكونات التطبيق.

أما مساوئ استخدام مياه الصرف الصحي، ولكن ليس المياه المعالجة مع نظم الري بالرش ونظم الري الدقيق، فهي:

• الجسيمات العالقة في الماء تتراكم في خطوط الأنابيب الرئيسة، والفرعية، وفي الفوهات، وفي المنقطات، وغيرها من مكونات نظام الري الأخرى. وقد ينجم عن ذلك ظروف لا هوائية، وظروف تآكل، وظهور الروائح، والتجمعات المشتركة للمواد المعدنية التي تقلل من قدرة الأنابيب وتسد الفوهات.

• إن رذاذ مياه الصرف الصحي في عملية الري بالرشاشات أو البخاخات ينقل الفيروسات والبكتريا مع اتجاه الرياح إلى مسافة بعيدة تبلغ مئات الأمتار ما لم يتم السيطرة عليها بواسطة ضغط التشغيل ووضع وتصميم الفوهات.

• تطهير مياه الصرف ليس خياراً متاحاً لمكافحة الطحالب وبكتريا الحديد.

• من المطلوب فترات تجفيف بين فترات الري والحصاد حين تتلامس مياه الصرف الصحي مع أسطح النباتات.

• ليست كل المحاصيل، لا سيما تلك المستخدمة كغذاء للبشر بدون طهي، يمكن ريها بواسطة مياه الصرف الصحي أو المياه المعالجة. والقيود في هذا تعتمد على طبيعة المحصول وجودة مياه الصرف الصحي أو المياه المعالجة المستخدمة.

• لابد من أن يتم الفصل بين خطوط أنابيب مياه الصرف الصحي، وخطوط أنابيب المياه الصالحة للشرب لتفادي تلوث المياه الصالحة للشرب. وهذا الأمر ينطبق كذلك على المياه المعالجة.

(٢٠,٧,٢) نظم الري المحورية

إن نظم الري المحورية تكتسب شهرة متزايدة في الري بمياه الصرف الصحي والمياه المعالجة، بشكل رئيسي بسبب انسجامها مع نظام الإدارة، لاسيما للقائمين على الري الذين ليست مهمتهم الأساسية إنتاج المحاصيل أو الري. فبالنسبة للقائم على تشغيل وحدة المعالجة أو مدير منتجات الألبان، فإن النظام المحوري هو أيسر في إدارته وتشغيله وصيانته من نظم الري بالرش الأخرى. فبالمقارنة مع نظم الري المدفوعة بالعجلات الجانبية (خط فرعي على عجل)، أو مع نظم الري المدفعية برشاشات كبيرة الفوهة (الرشاشات المدفعية)، نجد أن النظام المحوري يكون أقل اعتماداً على العمالة المدربة في جدولة الري، وحركة النظام. ويتيسر حفظ السجلات. كما أن انتظامية إضافة الماء والعناصر المغذية هي أيضا أكبر في النظام المحوري من نظم الري المدفعية.

وتجارب شركة معدات الري في منطقة إنتاج الألبان الرئيسية بولاية تكساس الأمريكية جديرة بالذكر. فاعتباراً من عام ١٩٩٥، قامت الشركة بتركيب ٣٣ نظام ري محوري لأغراض الري بمياه الصرف الصحي الآتية من معامل الألبان، وإحدى وحدات تصنيع الأجبان في منطقة (M. Stewart, 1995 اتصال شخصي. شركة دوليون للري، بمنطقة دوليون بولاية تكساس). كما قامت الشركة أيضاً بتركيب عدد نظم الري المحوري للمحاصيل الصفية ومحاصيل الأعلاف، ومن ثم، فقد كان لدى الشركة قاعدة طيبة لتقارن بين تشغيل النظام مع نوعيات مختلفة من المياه. ولقد كان انسداد الفوهات وغيرها من مكونات النظام، والتآكل المشكلتين الرئيسيتين الأكثر احتمالاً عند استخدام نظم الري المحوري في الري بمياه الصرف الصحي.

وهناك العديد من سمات التصميم والتشغيل التي تقلل بشكل بارز من احتمالات انسداد الفوهات. فعند مقارنتها بأحد نظم الري المحورية مع المحاصيل

الصفية، فإن فتحات الفوهات يكون بينها مسافات تباعد أكبر، وتكون أقطارها أكبر. وكمثال على ذلك، نجد تركيب الفوهات على مسافات تباعد تبلغ ٤,٥ م (١٧ قدماً)، ويبلغ قطر الفوهة أقل من ٧,١ مم (٣٢/٩ بوصة). وضغط التشغيل التصميمي يتراوح بين ١٣٥ و١٧٠ كيلوبسكالاً (٢٠ إلى ٢٥ رطل/بوصة^{٢})، وهو ما يعتبر أعلى من المعتاد في النظام المحوري المنخفض الضغط. وهذه التوليفة بين أقطار الفوهات الكبيرة، والضغط الأعلى ينتج عنها نظام يطرد أغلب الشوائب الصلبة من الماء. وقد ثبت أنه لا غناء عن وجود رشاش مدفعي طرفي على الخط المحوري في النظم الخالية نسبياً من الانسداد. فمع وجود الرشاش المدفعي الطرفي، نجد أن سرعة التدفق على امتداد طول الخط الفرعي تمنع الشوائب الصلبة من الاستقرار أو التراكم أو التجمع. ومضخة التعزيز الخاصة بالرشاش المدفعي الطرفي أحياناً تلتقط بعض النفايات، ولكن معدلات التوقف عن العمل لم تكن متجاوزة. أما صمامات التصرف الذاتية، وهي واحدة لكل نطاق، فتعمل على توفير التصريف في نهاية دورة الري. وهذا التصريف والتجفيف يقللان من تراكم الشوائب الصلبة، وما ينشأ من تآكل الأنابيب وظهور الروائح، والنمو المتواصل للكائنات الحية الدقيقة.

ولابد لمياه الصرف الصحي الواردة من أنظمة معامل الألبان أن تكون هي المرحلة الثانية في نظام البحيرة (الصرف). ولا يجب أن يتم استعمال البحيرة الأولية كمصدر للمياه لنظم الري المحورية بسبب ارتفاع مستويات الشوائب الصلبة العالقة، وازدياد احتمالات وجود الرائحة، وارتفاع مستويات العناصر المغذية. والمضخة ومدخل السحب، يتم تعليقهما على منصة عائمة على مسافة من الشاطئ، مع وضع المدخل على عمق حوالي ٠,٣ م. وهذا يتفادى الشوائب الصلبة العائمة والتي في القاع. وكنتيجة لارتفاع المحتوى المطلوب من الأوكسجين البيوكيميائي (BOD) في مياه الصرف الصحي، وعادة ما يكون الماء لا هوائياً، لذلك فإن الطحالب لا تمثل مشكلة. وأنبوب الدخول يكون لها مصفاة حاجزة للنفايات، بفتحات يبلغ قطرها على الأقل ١٢,٥ مم. ولا يستدعي الأمر استخدام قفص سلكي منفصل من مصفاة دقيقة الفتحات للمدخل، ولا

حتى مرشح للنظام. وفي نهاية دورة الري، يتم إجراء الغسيل الخلفي بالدفق لأنبوب المدخل مع تصريف الماء من خط الأنابيب إلى البحيرة. ومن الضروري استخدام صمام تنفيس هواء عند أعلى نقطة في خط أنابيب الري، وهي في العادة رصّافة البحيرة. وقدرة نظام الري المحوري عند التصميم عادة ما تعتمد على الاحتياجات اللازمة لري المحصول للمساحة المشمولة، بدلاً من اعتمادها على متوسط معدل تدفق مياه الصرف الصحي. وهذا التصميم المفرط لقدرة النظام ينتج عنه معدلات تدفق أعلى ومرونة أكبر في تشغيل النظام، خصوصاً مع خفض ضغط الهواء في البحيرة بالضخ في أعقاب الجريان السطحي من المواضع المفتوحة نتيجة للأمطار الغزيرة.

(٢٠,٧,٣) نظم الري بالرشاشات المدفعية الكبيرة

نظم الري بالرشاشات المدفعية الكبيرة يشيع استخدامها في الري بمياه الصرف الصحي، وخصوصاً عندما يتم تطبيق مياه الصرف الصحي لحقول غير متماثلة في الشكل، أو عندما يتم التطبيق للمحاصيل الشجرية، أو مناطق الغابات في معالجة الأرض (Yoder, 1994). ونظم الري المدفعية الكبيرة لها ميزة كبر أقطار الفوهات، مما يساعد على ضخ العجائن ومياه الصرف الصحي ذات الشوائب الصلبة العالقة. والضغط العالي لنظم الرش المدفعية الكبيرة، يساعد أيضاً على الضخ في ظل وجود الشوائب الصلبة دون حدوث انسداد للنظام. ويتم التخلص من اشتراطات الترشيح، ولابد من تغطية مدخل أنبوب السحب بمصفاة لإبعاد الأجسام الكبيرة الحجم عن المضخة وخطوط الأنابيب. ومع نظم الرش المدفعية الكبيرة، يتم أيضاً تيسير الخفض الطارئ لضغط الهواء في البحيرات ذات المستوى العالي من الشوائب الصلبة العالقة.

(٢٠,٧,٤) نظم الري الدقيق

يتزايد استخدام الري الدقيق لمياه الصرف الصحي والمياه المعالجة على الرغم من مشاكل الانسداد نتيجة المكونات الفيزيائية، والبيولوجية، والكيميائية في مياه الصرف الصحي. ويعتبر الانسداد المحتمل للمنقطات نتيجة لتدني نوعية المياه مصدر القلق الرئيسي في الري الدقيق باستخدام المياه المعالجة (Hills and Tajrishy, 1995).

والنوعية العالية للمياه المعالجة التي حظيت بمعالجة ثلاثية وتطهير، تتوافق للغاية مع نظم الري الدقيق. وعلى أي الأحوال، فإن كل مياه الصرف الزراعي من الناحية العملية، وأغلب مياه الصرف الصحي البلدية والتي حظيت فقط بمعالجة ثانوية تتسم بأن بها محتوى مرتفعاً للغاية من المادة العضوية (أي محتوى مرتفع من الأوكسجين البيوكيميائي المطلوب BOD، ومن إجمالي الشوائب الصلبة العالقة TSS) بشكل لا يجعل لا الكلورة ولا أي تطهير آخر نافعاً عملياً. فعملية كلورة المادة العضوية عالية القوة في الماء من المعروف أنها تنتج مواد مسرطنة، ومن ثم لا تكون الجرعات العالية جداً من الكلور هي الحل العملي. وبناءً عليه، فإن الريّ الدقيق باستخدام المنقطات يقتصر بوجه عام على المياه المعالجة، أو مياه الصرف الصحي منخفضة القوة ذات المعالجة الثانوية من مستودعات تخزين. ويمكن استخدام الرشاشات الدقيقة، أو المرشات الدقيقة، والنوابع، وغيرها من أشكال الري الدقيق ذات الفوهات الواسعة، وذلك إذا كانت المياه مرشحة بشكل مناسب. وخلصت دراسة هيلس وبرينيس Hills and Brenes (2001) إلى أن نظام التنقيط يكون ملائماً للاستخدام مع مياه المجاري من التصفية الثانوية بعد الكلورة والترشيح بمرشح رمل سيليكا ذي رقم ٢٠، ومرشح منخلي ذي مقاس ١٠٥ ميكرومتر عند كل أنبوب توزيع. والكلورة الدورية، بشكل مثالي مع مصدر مياه نظيفة وغسيل بالدفق، ستظل إجراء مطلوباً لمكافحة نمو الطبقات الفيلمية والأوحال البيولوجية.

(٢٠,٧,٤,١) نظم الري بالتنقيط تحت السطحية

إن الري بالتنقيط تحت السطحي سيمثل خطراً أقل بالتلوث بمسببات الأمراض (Phene and Ruskin, 1995; Trooien *et al.*, 2000)، ولكن يكون أكثر صعوبة في إدارته. ودراسة قيسهيكن Gushiken (1995) تعدد المزايا التالية لنظام الري بالتنقيط تحت السطحي باستخدام المياه المعالجة: (١) تقليل المخاطر الصحية إلى الحد الأدنى، (٢) تقليل قابلية التعرض لمياه الصرف الصحي نتيجة للرش والرذاذ المتطاير وانجراف الرذاذ قرب المناطق السكنية، (٣) القضاء على الرائحة، وتكون البرك، والجريان

السطحي، بالإضافة إلى المزايا الأخرى لنظام الري بالتنقيط تحت السطحي مقارنة بأشكال الري الأخرى.

وعندما تم استخدام الري بالتنقيط تحت السطحي في ريات متكررة في دراسة بولاية كاليفورنيا، حدث الحد الأدنى من ترسيب النترات (Phene and Ruskin, 1995). وكانت الشروط الأربعة الموصى بها هي: (١) أن تكون فترات الري قصيرة ومتكررة ومصممة لتحل محل امتصاص النبات للماء بشكل متقارب قدر الإمكان (بدون تسريب)، (٢) يتم تطبيق النيتروجين خلال النظام بمعدل يساوي على الأقل معدل امتصاص النبات للمقدار المتحلل معدنياً من التربة، (٣) أن يكون المحصول عميق الجذور، (٤) أن يكون مستوى الماء الأرضي على الأقل على بعد ٢ م من سطح التربة (Phene and Ruskin, 1995).

وقامت دراسة أورون وآخرين (1992) *Oron et al.* على الري بالتنقيط (السطحي وتحت السطحي) لمحاصيل القطن، والبرسيم، والذرة الصفراء، والقمح، باستخدام مياه الصرف الصحي ذات المعالجة الثانوية في إسرائيل. وقد لاحظ الباحثون عدم وجود أي حالات إخفاق تقنية في حالة القيام بترشيح ملائم، حيث لم يثبت العثور على أي تلوث بالميكروبات في المنتجات الزراعية. ويزداد استخدام الري بالتنقيط تحت السطحي في ري المسطحات المنزلية بمياه المجاري من نظم الصرف الصحي المنزلية عندما يتم دمج الأراضي الرطبة التي تكونها النظم تحت السطحية في التصميم. فتلك الأراضي الرطبة تقوم بإزالة الشوائب الصلبة العالقة التي بخلاف ذلك يستبعد نظم الري الدقيق بمياه الصرف الصحي.

(٢٠,٧,٤,٢) انسداد المنقطات

هناك منهجان يتم استخدامهما لتقليل الانسداد هما: تحسين تصميم المنقطات، والمعالجة الأولية للمياه المستخدمة في الري الدقيق (Hills and Tajrishy, 1995). فأما التصميمات المطورة للمنقطات فتشمل المنقطات ذات المسار المتعرج المضطرب، أو الأنواع ذاتية الغسيل. أما معالجة المياه المعالجة فهي بشكل أساسي الترشيح، متبوعاً

بالتطهير بواسطة الكلور أو أي عامل مؤكسد آخر، أو بالتعريض لأشعة الضوء فوق البنفسجية. وتذكر دراسة هيلز وتاجريشي (1995) Hills and Tajrishy أن الترشيح المتبوع بالتطهير بالتعريض لأشعة الضوء فوق البنفسجية UV، والكلورة، يكون أمراً ضرورياً لإنتاج مياه ذات محتوى بكتيري مقبول للري الدقيق لمحاصيل الخضروات والفواكه التي تباع طازجة. والترشيح وحده لا يكفي للقضاء على احتمالات الانسداد (Adin and Sacks, 1991; Hills and Tajrishy, 1995). وبالإضافة إلى ذلك، فإن ترشيح مياه الصرف الصحي الآتية من خزانات التخزين ينتج عنه الحاجة إلى عمليات إجراء الغسيل الخلفي بالدفق بشكل متكرر جداً (Rav-ina *et al.*, 1995)، وهو ما يوقف عملية الري ويخلق مشكلة لتخلص من هذه المياه.

وقامت دراسة هيلز وتاجرشي (1995) Hills and Tajrishy بفحص مياه المجاري الآتية من تصفية ثانوية في ولاية كاليفورنيا فيما يتعلق باحتمالات الانسداد في نظم الري الدقيق. وقد استخدمت توليفات من الترشيح (رمال السيليكا رقم ٢٠ أو شبكة منخلية بها ١٥٠ فتحة بقطر فتحات يبلغ ١٠٠ ميكرومتر)، والتطهير، مع المنقطات ذات المسار المتعرّج المضطرب والمنقطات الخطية الداخلية ذاتية الغسيل. وقد خلص الباحثون إلى استنتاجات مجملها أن: (١) من الضروري استخدام الكلور (أو مطهر مماثل) للحيلولة دون نمو الأوحال الطينية والطحالب داخل نظم الري الدقيق التي تستخدم المياه المعالجة. (٢) الترشيح وحده سواء باستخدام مرشحات وسطية أو مرشحات منخلية لا يمنع الانسداد. (٣) الترشيح الملائم باستخدام المرشحات الوسطية متوسطة الحبيبات سوف يقلل من الطلب على الكلورة وتكرارية غسيل خطوط الأنابيب بالدفق. (٤) الكلورة المتقطعة ذات الكلور الحر المتخلف بتركيز ٢ مجم/لتر خلال الساعة الأخيرة في عملية الري هي أمر على نفس قدر فعالية الكلورة المتواصلة بتركيز ٠,٤ مجم/لتر لمنع تكون الطبقات الفيلمية البيولوجية وانسداد المنقطات. (٥) التطهير بالتعريض لأشعة الضوء فوق البنفسجية UV وحده لا يحول دون انسداد المنقطات. فالمنقطات ذاتية الغسيل تشترط وجود ترشيح بمرشحات وسطية الحبيبات،

وكلورة لتبقى على انتظامية عالية، ولكن مع المنقطات ذات المسار المتعرّج المضطرب يكفي استخدام أي من الفلترة بالمرشحات المنخلية أو المرشحات الوسطية مع الكلورة.

وفي دراسة ادين وساكس Adin and Sacks (1991) في إسرائيل لاستخدام الري الدقيق مع مياه الصرف المرشحة من أحد الخزانات، توصل الباحثان إلى الاستنتاجات التالية: (١) انسداد المنقطات الخطية يسببه بشكل أساسي الشوائب الصلبة العالقة، ولكنها لا تبدأ بالضرورة عملية الانسداد ذاتها. (٢) تجمع الرواسب يبدأ بترسب طبقات فيلمية بيولوجية لا بلورية تلتصق بها الجسيمات الأخرى. (٣) الطحالب لا تسبب انسداد المنقطات إلا حين تلتصق بجسيمات أخرى. (٤) الترشيح يمنع الانسداد المباشر بواسطة الجسيمات الكبيرة الحجم أو غير المنتظمة الشكل. (٥) احتمالات الانسداد يتم خفضها من خلال المعالجة الكيميائية الأولية بالعناصر المؤكسدة وعناصر إندماج الرواسب، أو بواسطة تعديل التصميم الداخلي للمنقطات.

أما المنقطات ذات المسارات الطويلة المتداخلة فقد كانت أكثر عرضة بكثير للانسداد من المنقطات ذاتية الضبط، وفي دراسة لأدين واليمشيل Adin and Elimelech (1989) ذكر الباحثان أن المرشحات المنخلية (من البوليستر بقطر فتحات من ٨٠ إلى ١٣٠ ميكرومتر) كان أداؤها رديئاً للغاية، حيث لم يتم إزالة سوى نسبة قليلة فقط من الجسيمات، من مياه الصرف من أحد خزانات التخزين. أما المرشحات الوسطية الحبيبات عميقة القاع (مع حجم فعال للحبيبات يبلغ ٠,٧، ٠,٩، ١,٢ مم) فقد أزالت ما بين ٣٠٪ إلى ٧٠٪ من الجسيمات العالقة.

أما دراسة جانكو وآخرين Juanico *et al.* (1995) عن تأثير إضافة مياه المجاري من مياه صرف البلدية إلى أحد خزانات المياه العذبة الضحلة في إسرائيل، فقد لاحظ الباحثون أن إضافة مياه المجاري بسرعة كبيرة (خلال أسبوعين أو أقل) وعلى نحو كبير جداً (بعامل ما بين ٢ إلى ٤) هو أمر زاد من قدرة الانسداد للماء على المرشح المنخلي ذي شبكة قطر فتحاتها ٨٠ ميكرومتراً، ويرجع في المقام الأول إلى زيادة في أنواع العوالق الكبيرة (*cyanophytes*، والعجليات *rotifers*، والقشريات *crustaceans*). أما

دراسة ساقي وآخرين (1995) Sagi *et al.* فقد رصدت الأوليات الاستعمارية (*Epystilys balanarum*) وبكتريا الكبريت (*Beggiotoa alba*) باعتبارهما المصادر الرئيسية لانسداد المنقطات في إسرائيل. فبالإضافة إلى تراكمها على كافة مكونات النظام، فإن هذه الكائنات تنتج طبقة فيلمية أو وحلية تساعد على تراكم جسيمات أخرى. فأما بكتريا الكبريت فقد كانت متواجدة فقط في الماء المحتوي على الهيدروجين وكبريتيد الهيدروجين (H_2S). ويتم التحكم فيهما بالكلورة، وليس بالترشيح.

(٢٠,٧,٥) مكونات النظام

المضخات المنتقاة لنظم الري بمياه الصرف الصحي هي بوجه عام من مضخات الطرد المركزي، والمدفوعة بقدرة محركات كهربية (Sneed, 1991; MWPS, 1993). وإجراءات تحديد الضاغط الديناميكي الكلي هي نفسها المتبعة مع ضخّ المياه المستخدمة لأول مرة. فأما قدرة تدفق المضخة فعادة ما يتم تحديدها بواسطة الحجم أو معدل تدفق مياه الصرف الصحي. وسيظهر استثناء حين يتم تحديد نزح الماء من إحدى البحيرات بواسطة لوائح تنظيمية محددة. فعلى سبيل المثال، تشترط اللوائح التنظيمية بولاية تكساس أن يتم ضخّ بحيرة مخلفات عملية التغذية المركزة للحيوانات CAFO إلى العلامة الدائمة (أعلى من حجم التشغيل التصميمي) في غضون ٢١ يوماً، كلما وصل منسوب البحيرة أو تجاوز منسوباً يكافئ نصف حجم الجريان السطحي عند التصميم (TWC, 1990; TNRCC, 1994). والخطوط الإرشادية لهيئة المحافظة على الموارد الطبيعية NRCS لقدرة المضخة عند التصميم تعتمد على ثلاثة قيود فاصلة: عدم الضخ أثناء الليل، وعدم الضخ أثناء هطول الأمطار، وعدم الضخ إلى أرض مشبعة إلا عند الضرورة لحماية البحيرة من أن يتم تجاوزها. وهذا يبّسط، الافتراضات، بأن أحد الإرشادات غير الرسمية لهيئة المحافظة على الموارد الطبيعية NRCS، ينص على أن قدرة المضخة ينبغي أن تكون كافية لضخ الجريان السطحي للعواصف من حدث يمتد ٢٤ ساعة، على مدى ٢٥ عاماً، في منطقة عملية التغذية المركزة للحيوانات CAFO في غضون عشرة أيام، مع تشغيل المضخة بمعدل عشر ساعات يوميا (K. Schrunk, 1994،

اتصال شخصي مع المكتب الإقليمي لهيئة المحافظة على الموارد الطبيعية NRCS، بمنطقة Stephenville بولاية تكساس). والمضخات التي يتم تحديد حجمها وفقاً لهذا الإرشاد ستحدد القدرة المفضلة لنظام الري. وسوف يتم عمل هذا التصميم المفرط للمضخة بالنسبة للمعدلات الطبيعية توليد ماء الصرف الصحي. ومن الناحية العملية، حين تكون حمولة النيتروجين هي عامل الحسم عند التصميم، فإن نظام الري يكون عاملا فقط لبضعة أيام لكل شهر في ظل الظروف الطبيعية أو أقل من الطبيعية للمطر.

ولابد من مراعاة محتوى المواد الصلبة في مياه الصرف الصحي عند انتقاء المكونات. وبوجه عام، فإن نظم الري بالرش يمكن أن يتم استخدامها مع مياه الصرف الصحي ذات محتوى المواد الصلبة البالغ حتى ٤٪ بدون التأثير على تصميم النظام (MWPS, 1993). وبالنسبة للمحتوى العالي من المواد الصلبة، من المطلوب استخدام معدات متخصصة. والمضخات الطاردة المركزية ذات الدفاعات المروحية المفتوحة يمكنها أن تتعامل مع السوائل ذات محتوى المواد الصلبة البالغ حتى ١٥٪، لاسيما حين يكون للمضخة أنصال قاطعة عند المدخل (MWPS, 1993). وأما المضخات ذات الأنصال القاطعة (مضخات النفايات) فهي ملائمة لنظام الري بالرش المدفعي، ولكن لابد من اتخاذ الحيطة للتأكد من أن النظام به ضغط كاف. فإن كان لمياه الصرف الصحي محتوى من المواد الصلبة أكثر من ١٪ فلابد عندئذ من استشارة مهندس تصميم خبير (Sneed, 1991).

وسيحتاج الأمر إلى مرشحات عند استخدام الري الدقيق مع مياه الصرف الصحي. ولابد من استشارة مهندس تصميم خبير عند انتقاء أنظمة الترشيح.

(٢٠,٧,٦) تشغيل نظم خطوط الأنابيب

لابد من وجود العديد من الإرشادات العامة لتقليل المشاكل الخاصة بتشغيل النظام. فمكونات النظام المصنوعة من البلاستيك الحراري (مثل بولي كلوريد الفينيل PVC) ستعمل على التقليل من مشاكل التآكل، ولكنها تزيد من المشاكل المرتبطة بنمو الطحالب في خطوط الأنابيب. والأنابيب البلاستيكية PVC المفترض تشغيلها فوق سطح

الأرض ستحتاج لحمايتها من أشعة الضوء فوق البنفسجية. ولابد من أن يتم نزح خطوط أنابيب الري أو غسلها بالدفق بمياه عالية الجودة بعد الري لتفادي التآكل في خطوط الأنابيب المعدنية، وظهور الروائح في خطوط الأنابيب. والمشاكل الرئيسية التي تحدث مع المواد الصلبة التي تستقر وتعمل على تطوير الظروف اللاهوائية. أما محتوى مياه الصرف الصحي من العناصر المغذية فيساعد على نمو الطحالب، والبكتريا، والأوليات والتي تعمل على تثبيت المواد الصلبة وتحد من سعة الأنابيب. كما أن غاز كبريتيد الهيدروجين كأحد نواتج الهضم اللاهوائي في الأنابيب سيتجمع عند النقاط العالية في خط الأنابيب. وخط الأنابيب المعدنية بدون صمامات لتفريغ الهواء عند النقاط العالية هو عرضة بشكل خاص للتآكل (SCS, 1983; Wescot and Ayers, 1985).

(٢٠,٨) تصميم وتشغيل نظم لحماية صحة الإنسان

إن تصميم وتشغيل نظم الري بالمياه المعالجة ومياه الصرف الصحي في المناطق التي يمكن للعامة الوصول إليها يتطلب اهتماماً خاصاً لوقاية صحة الإنسان والحيوان. والإرشادات العامة في هذا الصدد واردة في دليل اتحاد الجولف الأمريكي (USGA, 1994). وعلى الرغم من أن تلك المبادئ الإرشادية كانت مكتوبة لاستخدام المياه المعالجة في المناطق التي يمكن للعامة الوصول إليها، إلا أن أغلبها قابل للتطبيق في حالة الري بمياه الصرف الصحي. ولابد من أن تتم مراجعة اللوائح التنظيمية لكل ولاية أو دولة والامتثال لها.

أما الاحتياطات الواجب اتباعها لتفادي أو تقليل المخاطر الصحية الناجمة عن الري بمياه الصرف الصحي والمياه المعالجة فهي:

- لا يجب السماح لا للبشر ولا للحيوانات بالدخول إلى الحقول المروية بالرش بمياه الصرف الصحي أو المياه المعالجة. ولابد من السماح للأعشاب، والأعلاف وغيرها من النباتات الخضراء بأن تجف بشكل كامل بعد عملية الري قبل السماح

بدخول البشر إلى المنطقة. ولابد من تطبيق الري في دورات، كل رية تتبعها عدة أيام بدون ري.

• لا يجب تشغيل نظم الري بالرش أثناء الليل أو أثناء فترات المطر وذلك لتقليل احتمالات الجريان السطحي المباشر. فعملية الجريان السطحي لمياه الصرف الصحي لا يجب السماح لها لدخول مصادر المياه السطحية.

• الري بالنظم التي تقلل من تعرض البشر، أو الحيوانات، أو المحاصيل الغذائية لمياه الصرف الصحي لابد من أخذها في الاعتبار عند التفكير في ري المناطق ذات الاحتمالات الكبيرة بأن يطرقها البشر أو الأمراض. والعمال الذين في حالة اتصال مباشر مع مياه الصرف الصحي لابد لهم من تغيير ملابسهم والاغتسال بشكل كامل بعد التلامس مع مياه الصرف الصحي.

• وللحد من الرذاذ الجوي، لابد لنظم الري من أن تحظى بضغط تشغيل منخفض وارتفاع منخفض للتطبيق. ولابد من إنشاء منطقة عازلة بين موقع الري بالرش وموقع المناطق التي يمكن للعامة الوصول إليها. ولابد من تطبيق الري بالرش، أو الري بالمرشات خلال الفترات ذات التشتت الرأسي الجيد، بدلاً من الفترات ذات التشتت الجانبي ، والتي يمكن لها أن تحمل الرذاذ باتجاه الرياح.

• كل المياه الزراعية والبلدية الآتية من مصدر الجريان السطحي لابد من اعتبار أن بها محتويات بكتريا بحساب المؤشر أعلى من مستوى التلامس الأولي، ما لم تشر تحليلات نوعية المياه إلى خلاف ذلك.

وللوقاية من الاتصال العارض مع خطوط مياه الشرب:

• استخدام الحد الأدنى من أجهزة التدفقات المرتدة الرئيسية منخفضة الضغط عند وصلة الخدمة لنظام المياه الصالحة للشرب.

• تضمين اثنين من صمامات الكبح أي مخصص لتجميع إمدادات المياه الصالحة للشرب للحماية من الحريق.

• تضمين تجميعة فصل بفجوة هوائية في خطوط أنابيب المياه الصالحة للشرب المتصلة بخطوط أنابيب ملء البحيرات أو البرك.

• إزالة كافة الوصلات المادية فيما بين شبكة المياه المعالجة، وشبكة المياه الصالحة للشرب.

• لا تستخدم الخنادق المشتركة لخطوط أنابيب كلا من المياه الصالحة للشرب والمياه المعالجة، ولا يسمح بتركيب أنابيب غير معروفة.

• نظام المياه المعالجة لابد أن يكون له ضغط أدنى من ضغط نظام المياه الصالحة للشرب.

• الإبقاء على الفصل بين خطوط أنابيب المياه المعالجة وخطوط أنابيب المياه الصالحة للشرب. وقد تختلف هذه الشروط من ولاية إلى أخرى. والحد الأدنى للتباعد للخطوط المتوازية ينبغي أن يبلغ ٣ م، مع ١,٢ م للظروف الخاصة. ولابد لخط أنابيب المياه المعالجة أن يكون أعمق من خط أنابيب المياه الصالحة للشرب بنحو ٠,٣ م. وعندما تتقاطع خطوط الأنابيب، لابد لخط أنابيب المياه المعالجة أن يكون على مسافة ٠,٣ م على الأقل أسفل خط أنابيب المياه الصالحة للشرب.

• لا ينبغي أن تكون خطوط أنابيب المياه الصالحة للشرب وخطوط أنابيب مياه الصرف الصحي مرتبطة، أو أن يكون لديها الإمكانية للاتصال بها.

• لابد من حماية خطوط أنابيب المياه المعالجة من الاستخدامات غير المتوقعة من قبل العامة. ويوصى باستخدام صمامات مقرنات سريعة خاصة، أو أدوات خاصة للوصل إلى خطوط أنابيب المياه المعالجة. ولا يجب أن يكون لخطوط أنابيب المياه المعالجة دعامات خرطومية.

• ولابد من حماية مصدر المياه النظيفة المستخدم في الغسيل بالدفق لخطوط أنابيب مياه الصرف الصحي، ضد التدفقات المرتدة أو التلوث.

لابد من حماية كل آبار مياه الري والمياه الصالحة للشرب في الموقع، وينصح بعمل كتلة خراسانية بامتداد ٣,٠ م في كل الاتجاهات. أما ينابيع الشرب فلابد أن تحظى

بأغطية خاصة ذاتية الإغلاق لحمايتها من الرذاذ الآتي من نظم الري بالرش والتي تستخدم المياه المعالجة.

كافة خطوط أنابيب المياه المعالجة، وصماماتها، وغيرها من الأدوات لابد من أن يتم تمييزها بشكل واضح. فخطوط أنابيب المياه المعالجة لابد أن تكون ذات لون مختلف أو نمط زخرفة مختلف (مثل أن تكون مخططة) عن خطوط أنابيب المياه الصالحة للشرب. ويعتبر اللون الإرجواني هو اللون المفضل. ولابد أن تكون علامات التحذير عديدة وواضحة، ولاسيما بخلفية إرجوانية. وعلى سبيل المثال، لابد لبطاقات نتائج مباريات الجولف وغيرها من المواد المطبوعة أن تحتوي على تحذيرات ملائمة.

تركيب أجهزة استشعار الضغط المنخفض مع نظام التحكم في نظام الري لإغلاق النظام في حالة التصرف غير المنضبط الناتج من كسر في أحد الأنابيب أو الفوهات. وإدراج صمامات للغسيل بالدفق على ارتفاعات منخفضة عند نهاية خطوط الأنابيب. وإدراج صمامات لتفريغ الهواء عند مواضع مرتفعة في خطوط الأنابيب.

واعتماداً على تركيز المواد الصلبة العالقة في خطوط أنابيب المياه المعالجة، واستخدم المياه القذرة تستخدم صمامات وفوهات تكون أقل عرضة للانسداد (على سبيل المثال، الفوهات التصادمية بدلاً من الفوهات المدفوعة بالتروس والفوهات ذات صمامات الرأس). فإذا كانت المياه المعالجة عالية الملوحة، يجب تجنب استخدام المعادن المختلفة في مكونات النظام.

وإذا كان تخزين المياه المعالجة أمراً ضرورياً، استخدم خزانات التخزين بدلاً من الصهاريج. فإذا ما كان سيتم تخزين المياه المعالجة في صهريج، يحتمل عندئذ أن يقتضى الأمر القيام بالترشيح عند نقطة السحب. وإذا ما كان سيتم استخدام نظام الري الدقيق، فضع في اعتبارك أن تستخدم شبكة منخلية أولية ذات فتحات تبلغ من ١٠ إلى ٣٠ فتحة عند مدخل المصدر، ومرشح وسطي للطحالب وغيرها من الشوائب الصلبة العالقة، مع مرشح منخلي من الإستنلس ستيل. قم بتصميم صهاريج التخزين بحسب الموقع عند الري بمياه الصرف للتقليل من احتمالات ظهور مشاكل بسبب الحشائش

الضارة، والطحالب، والرائحة، والأمور الجمالية، والمخاطر الصحية. وكلما أمكن، فإنه ينبغي القضاء على تدفق السائل الجديد إلى داخل صهريج التخزين خلال فترة الري لتفادي تقصير الري. ولابد من تجنب التقليب الميكانيكي أو غيره من مصادر التقليب الأخرى، خلال الري، فيما عدا في الحالة الخاصة للإزالة غير المتكررة للرواسب أو الأوحال، وهو ما يتطلب معدات خاصة، وتدابير وقائية فيما يخص المحاصيل، والتوقيت، والمعدلات، وممارسات التحكم في عملية الجريان السطحي. قم بمراعاة سمات التهوية والأكسدة لصهاريج تخزين المياه المعالجة، والسمات المائية التي تقوم بتجميع الجريان السطحي من موقع ري الأرض. وهذه السمات تشمل الينابيع، والمساقط المائية (الشلالات)، والأهوار المشيدة لحاقنات أكسدة البكتريا وحاقنات الهواء. ولابد لصهاريج تخزين المياه المعالجة في المواقع من أن تتم حمايتها ضد وصول الأفراد إليها، ما لم تكن تلك المياه تستوفي معايير التلامس الأولية مع البكتريا والتي وضعتها وكالة حماية البيئة الأمريكية USEPA.

واستخدم نظام ري ثنائي (أي اثنين من نظم الري بمصادر مياه منفصلة) إن كانت المياه المعالجة تحتوي على الآنيونات أو غيرها من المكونات التي يمكنها أن تؤثر سلباً على نمو أو مظهر نباتات الزينة، أو مسطحات وتلال ملاعب الجولف الخضراء، وغيرها من النباتات الحساسة. وهذا الأمر ضروري بشكل خاص عندما تكون وحدة معالجة مياه الصرف الصحي متوقفة لأعمال الصيانة أو عندما تكون توقيتات التسليم غير موثوق بها. فإذا كانت المياه المعالجة أو مياه الصرف الصحي من نوعية رديئة، فإن مزجها بالماء العذب سيساعد في مكافحة إجمالي المواد الصلبة الذائبة، وإجمالي المواد الصلبة العالقة، والمحتوى المطلوب من الأوكسجين البيوكيميائي BOD.

(٢٠,٩) المراقبة

هناك نوعان من اشتراطات المراقبة. النوع الأول هو إجراءات المراقبة القياسية تقريباً لتحديد ما إذا كان نظام الري يعمل وفقاً لمواصفات التصميم أم لا. أما النوع الثاني

فهو المراقبة لتحديد ما إذا كان نظام المعالجة داخل الأرض يعمل وفقا لمواصفات التصميم أم لا ، مع التأكيد على حماية صحة الإنسان (Westcot, 1997). ومراقبة أداء نظام الري تغطيه بشكل مناسب أجزاء أخرى من هذه الدراسة ، ومن ثم فإن التركيز هنا سينصب على مراقبة أداء معالجة الأرض. وقد ينقسم ذلك إلى فئتين هما : مراقبة الالتزام ، ومراقبة عملية التشغيل (Reed and Crites, 1984). فأما مراقبة الالتزام فلابد أن تشمل تفاصيل عن أخذ العينات في خطة إدارة الجودة (Wescot and Ayers, 1985). والمساعدة في وضع الخطة يمكن الحصول عليها من هيئة المحافظة على الموارد الطبيعية NRCS ، و/أو هيئة الخدمات الإرشادية التعاونية ، وهي إحدى وكالات جودة المياه الحكومية أو الفيدرالية ، و/أو إحدى المؤسسات الهندسية الاستشارية.

(٢٠,٩,١) مراقبة الالتزام

إن مراقبة الالتزام بالنسبة لمحتوى العناصر المغذية في الجريان السطحي ، ومحتوى العناصر المغذية في ماء التربة المتسرب إلى المياه الجوفية ، وحمولة العناصر المغذية ، والحمولة الهيدروليكية ، تقع جميعها تحت طائلة المبادئ الإرشادية واللوائح التنظيمية لإحدى الوكالات الحكومية أو الفيدرالية. وقد يستلزم الأمر وجود وثائق. وبالنظر إلى الطبيعة الديناميكية للمبادئ الإرشادية واللوائح التنظيمية ، والاختلافات الموجودة بين مختلف مناطق الصلاحيات القضائية ، فإن هذا القسم لا يفترض اعتباره مصدراً رسمياً فيما يخص اشتراطات المراقبة. بل يجب التشاور مع هيئة المحافظة على الموارد الطبيعية NRCS ، واختصاصيي إدارة مخلفات الامتداد الحكومية ، ومشاورة المهندسين ، ووكالة حماية البيئة الاتحادية للدولة ووكالات الموارد الطبيعية. وحفظ السجلات بشكل عام مسئولية القائم على تشغيل أو إدارة نظام معالجة الأرض.

(٢٠,٩,٢) مراقبة التشغيل

إن مراقبة عملية التشغيل لمعالجة الأرض بمياه الصرف الصحي تخدم الأغراض التالية (USEPA, 1981; Westerman and King, 1983) : التحقق من الأداء النسبي لمعدل التحميل ، والأثر البيئي ، وفعالية المعالجة ، وتقدير تدهور التربة والمياه الجوفية

وماء التربة، وتقييم منظومة التربة والنبات للتأكد من أنه يتم الإبقاء على الغطاء النباتي الحيوي وأن التحكم في نمو النبات هو تحكم فعال، وتحدي مدى سلامة استخدام النباتات المحصودة أو المرعية، ولمراقبة مياه الصرف الصحي ومعدل تكوينها ومعدل تطورها لرصد التغيرات الهامة التي تؤثر على عملية تشغيل النظام، ولمراقبة فعالية عمليات المعالجة السابقة لتطبيق المياه المعالجة أو مياه الصرف الصحي على الأرض، ولتحديد الاحتياجات اللازمة من أنظمة الصرف تحت السطحية ومحسنات التربة والعناصر المغذية الإضافية أو أي تدابير تقويمية أخرى.

(٢٠,٩,٣) التربة

بعض البيانات المطلوبة عن أنواع التربة من أجل تصميم نظام معالجة الأرض ستعمل كذلك كمعلومات قياسية لبرنامج المراقبة. فإذا كانت مياه الصرف الصحي بها مكونات ستتم إزالتها عن طريق معالجة التربة، فإن معلومات التربة ستعمل أيضاً كخط أساس. فأما بيانات خلفية التربة التي يتطلبها هذا المقياس الأساسي فتشمل: القوام، والهيكل البنائي، والشكل، ومعدل التسرب، والنفاذية، والاختلافات الأفقية والعمودية للتربة والتي تؤثر على تطبيق الماء في التربة، وخلفية محتوى الفسفور والنيتروجين، مع التركيز بشكل خاص على أنواع مختلفة من الفسفور، ومحتوى المعادن الثقيلة، ومحتوى وأشكال الكالسيوم والحديد والألمونيوم، إذا كانت حمولة الفسفور عند معدل يتجاوز معدل امتصاص المحاصيل وإزالتها، والخصائص الكيميائية للتربة، وماء التربة بما يشمل معدل CEC، ودرجة الحموضة pH، وإجمالي الملوحة، أو التوصيل الكهربائي، وأنيونات معينة، ونسبة امتصاص الصوديوم SAR، والمحتوى المطلوب من الأوكسجين الكيميائي COD، وطاقة جهد الاختزال والأكسدة Eh، والقلوية، والقدرة على امتصاص الفسفور، والمادة العضوية، ومناسيب المياه الجوفية (والتي تكون موسمية) ومدى ميلها، والمكونات والخصائص الكيميائية للمياه الجوفية، إن كانت المياه الجوفية ضحلة بما فيه الكفاية لتكون عاملا في عملية ري الأرض (وتلك تشمل النترات والأشكال الأخرى للنيتروجين، والآنيونات، والرقم

الهيدروجيني pH، وطاقة جهد الاختزال والأكسدة Eh، والمحتوى المطلوب من الأوكسجين الكيميائي COD، والفسفور، والقلوية، والكربون العضوي، والمعادن بما فيها الكالسيوم والحديد والألومنيوم).

(٢٠,٩,٤) المياه الجوفية والغطاء النباتي

في بعض الحالات، لابد من مراقبة المياه الجوفية بشكل دوري خلال عملية تشغيل نظام الري ومعالجة الأرض. ولابد أن يتم تحديد مواقع آبار المراقبة عند أعلى انحدار للمياه الجوفية، وفي داخل موقع الري، وفي أسفل انحدار المياه الجوفية إن كان تكوين التربة إلى المياه الجوفية نفاذا وكان احتمال تلوث المياه الجوفية قائماً. واختيار المواقع بعناية، وكذلك استخدام أغلفة للآبار، هما من الأمور المهمة لتلافي تلوث المياه الجوفية. وتعتبر دراسة جورج وآخرين George *et al.* (1987) مرجعاً ممتازاً لتصميم برنامج لمراقبة المياه الجوفية لموقع متأثر بحمولة مفرطة.

ولابد لبرنامج المراقبة من أن يشمل أخذ عينات من النباتات. فمتغيرات الغطاء النباتي ذات الأهمية تشمل الإنتاجية و/أو إجمالي المادة المجففة المزالة بالحصاد، ومحتوى العناصر المغذية، لاسيما إجمالي النيتروجين والنترات والفسفور. وفترات أخذ العينات لمراقبة نمو النبات تكون في العادة عند الحصاد. فمواعيد وإنتاجيات الحصاد لابد من أن يتم تسجيلها، مع تسجيل محتوى العناصر المغذية إذا أمكن. وأخذ عينات فيما قبل الحصاد هو أمر ملائم عندما يكون من المفترض جني أو حصاد النباتات كأعلاف على فترات، حين يكون محتوى العناصر المغذية عالياً بما فيه الكفاية ليكون ساما للماشية. فهذه الظروف تتواجد بشكل أساسي مع محاصيل الحبوب ومحاصيل الذرة ذات خصوبة النيتروجين العالية أثناء الظروف المواتية لمعدلات التمثيل الضوئي المتدنية (الجو البارد الملبد بالغيوم، مع انخفاض رطوبة التربة) (Heath *et al.*, 1985). ولابد من استشارة متخصص زراعي لتوفير البيانات الخاصة بأفضل برنامج أخذ عينات للمحصول أو العلف.

(٢٠,٩,٥) المياه

أحد التنظيمات المقترحة لمراقبة مياه الصرف الصحي سوف يتضمن عينات من المقومات والخصائص التالية في مواضع دخول وخروج المياه المتدفقة: أشكال النيتروجين، مثل العضوي، وكلدال، والآمونيوم، والنترات؛ وأشكال الفسفور، مثل مركبات الأورثوفوسفات، والعضوي، وغير العضوي، البيولوجي، والتفاعلي المنتزع لأوكسيد الحديد؛ والصوديوم، والكالسيوم، والماغنسيوم من أجل حساب نسبة امتصاص الصوديوم SAR أو معدل ESP، والتوصيل الكهربائي، وإجمالي المواد الصلبة الذائبة، وطاقة جهد الاختزال والأكسدة Eh، والرقم الهيدروجيني pH، والأوكسجين الذائب، والمعادن الثقيلة، والقلوية، والمحتوى المطلوب من الأوكسجين الكيميائي أو البيوكيميائي (الكيميائي الحيوي) BOD/COD، وإجمالي المواد الصلبة الذائبة أو العالقة، مع الفصل بين الأجزاء المتطايرة والثابتة، ومسببات الأمراض أو الكائنات الحية المؤشرة إن كان استخدام مياه الصرف الصحي يتم في منطقة يمكن للعامة الوصول إليها؛ والزيوت والشحوم إن كانت مياه الصرف الصحي آتية من مصدر البلديات أو مصدر معالجة صناعي، وإجمالي الكربون العضوي TOC، اعتماداً على مصدر مياه الصرف الصحي، والمركبات العضوية المتطايرة VOC، اعتماداً على مصدر مياه الصرف.

(٢٠,٩,٦) تكرارية المراقبة

إن تكرارية برنامج المراقبة يعتمد على حجم النظام، والتأثير المحتمل لأي تغيرات على عملية تشغيل النظام. فتكرارية مراقبة الالتزام تضعها الوكالات التنظيمية أو وكالات السماح المعنية. أما تكرارية مراقبة عملية التشغيل لأنظمة مياه الصرف الصحي فلابد أن تكون على الأقل فصلية (ربع سنوية) أي كل ثلاثة شهور، مع مراقبة سنوية للأعلاف والتربة ومتغيرات المياه الجوفية (Reed and Crites, 1984). أما التغيرات الهامة في الحمولة أو التدفق فقد تدفع إلى أخذ العينات على أساس أكثر تكراراً. ومناسيب المياه في البحيرات والبرك والصهاريج المستخدمة في تخزين المياه

المعالجة أو مياه الصرف الصحي قبل سحبها للري، فلابد من أن يتم قياسها على الأقل بصفة أسبوعية. ولابد من قياس شكل ومقدار المطر بصفة يومية.

وتشترط الهيئات التنظيمية أو هيئات السماح المعنية إجراء مراقبة في الموقع. ولابد من أن يتم تسجيل مواعيد ومقادير الري. وبشكل مثالي، فإنه سيتم مراقبة وتسجيل أسس جدولة الري، مثل معدل استنزاف رطوبة التربة، ومعدل مقدار الماء المفقود في البخر-نتح. و على كل الأحوال، فإن هذا الأمر لا يعتبر أمراً عملياً في الكثير من مواقع وعمليات الري بمياه الصرف الصحي. كما يجب أن يتم تسجيل صيغ مكونات الأسمدة الإضافية، ومعدلاتها. وكذلك ينبغي تسجيل استخدام أسمدة النفايات الصلبة أو العجينية، أو الأسمدة التجارية، وتطبيقها في موقع الري بمياه الصرف، إن وجدت.

المراجع

Adin, A., and M. Elimelech. 1989. Particle filtration for wastewater irrigation. J Irrig. Drain. Eng. 115: 474-487.

Adin, A., and M. Sacks. 1991. Dripper-clogging factors in wastewater irrigation. J. Irrig. Drain. Eng. 117: 813-826.

Ali, I. 1987 Wastewater criteria for irrigation in arid regions. J. Irrig. Drain. Eng. 113: 173- 183.

Allhands, M. N., S. A. Allick, A. R. Overman, W G. Leseman, and W Vidak. 1995. Municipal water reuse at Tallahassee, Florida. Trans. ASAE 38: 411-418.

Asano, T., D. Richard, R. W Crites, and G. Tchobanoglous. 1992. Evolution of tertiary treatment requirements in California. Water Environ. & Tech. 4(2): 36-41.

Ayres, R. M., G. P Alabaster, D. D. Mara, and D. L. Lee. 1992. A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. Water Res. 26: 863- 865.

Barnes, R. F., D. A. Miller, and C. J. Nelson, eds. 1995. Vol I: Forages. In An Introduction to Grassland Agriculture. 5th ed. Ames Iowa: Iowa State Univ. Press.

Bowmer, K. H., and P Laut. 1992. Wastewater management and resource recovery in intensive rural industries in Australia. Water Res. 26: 201-208.

Brenner, K. P., P V Scarpino, and C. S. Clark. 1988. Animal viruses, coliphages, and bacteria in aerosols and wastewater at a spray irrigation site. Appl. Environ. Micro. 54: 409-415.

Broadbent, F E., and H. M. Reisenaur. 1985. Fate of wastewater constituents in soil and groundwater: nitrogen and phosphorus. In Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater: A Guidance Manual, 12.1-12.16. G. S. Pettygrove and T. Asano, eds. Boca Raton, Fla.: Lewis Pub.

Burton, T. M., and D. L. King. 1981. The Michigan State University water quality management facility: A lake-land system to recycle municipal wastewater. In Municipal Wastewater in Agriculture, 249-269. F M. d'Itri, J. Aguirre-Martinez, and M. Athie-Lambarri, eds. New York, N.Y.: Academic Press.

Chamblee, D. S., and A. E. Spooner. 1985. Hay and pasture seedlings for the humid south. In Forages: The Science of Grassland Agriculture, 359-370. 4th ed. M. E. Heath, R. F Barnes, and D. S. Metcalf, eds. Ames Iowa: Iowa State Univ. Press.

Crites, R. W 1987. Winery wastewater land application. In Proc. Conf Irrigation and Drainage Division, ASCE, Irrigation Systems for the 21st Century, 529-536. L. G. James and M. J. English, eds. Reston, Va.: American Soc. Civil Engineers.

Cross, P., and J. L. Jackson, Jr. 1993. Citrus trees blossom with reclaimed water. Water Environ. & Tech. 5(Feb): 27-28.

Daniel, T. C., D. R. Edwards, and A. N. Sharpley. 1993. Effect of extractable soil surface phosphorus on runoff water quality. Trans. ASAE 36: 1079-1085.

Diaz, O. A., K. R. Reddy, and P. A. Moore, Jr. 1994. Solubility of inorganic phosphorus in stream water as influenced by pH and calcium concentration. Water Res. 28: 1755-1763.

Dravnieks, A. 1979. Measurement methods. In Odors from Stationary and Mobile Sources, 82-168. National Research Council. Washington, D.C.: National Academy Press.

Durand, R., and G. Schwebach. 1989. Gastrointestinal effects of water reuse for public park irrigation. American J Public Health 79: 1659-1660.

El Hamouri, B., K. Khallayoune, K. Bouzoubaa, N. Rhallabi, and M. Chalabi. 1994.

High-rate algal pond performance in faecal coliforms and helminth egg removals. Water Res. 28: 171-174.

Fox, D. R., and G. S. Nuss. 1987. Management challenges affecting agricultural reuse of high-strength food processing wastes. In Proc. Conf Irrigation and Drainage Division, ASCE, Irrigation Systems for the 21st Century, 537-544. L. G. James and M. J. English, eds. Reston, Va.: American Soc. Civil Engineers.

George, D. B., D. B. Leftwhich, N. A. Klein, and B. J. Claiborn. 1987 Redesign of a land treatment system to protect groundwater. J WPCF 59: 8 I 3-820.

George, M. R., G. S. Pettygrove, and W B. Davis. 1985. Crop selection and management. In Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater: A Guidance Manual, 6.1-6.18. G. S. Pettygrove and T. Asano, eds. Boca Raton Fla.: Lewis Publishers.

Goldman, J. C., D. Procella, E. J. Middlebrooks, and D. F. Toerien. 1972. The effect of carbon on algal growth: Its relationship to eutrophication. Water Res. 6: 637-679.

Greenberg, A. E., L. S. Clesceri, and A. D. Eaton. eds. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th ed. American Public Health Assn., American Water Works Assn. and Water Environ. Fed. Washington, D.C.: APHA.

Gushiken, E. C. 1995. Irrigating with reclaimed water through permanent subsurface drip irrigation systems. In Proc. Fifth Int'l Microirrigation Congress, 269-274. F L. Lamm, ed. St Joseph Mich.: ASAE.

Hansen, J. S., and J. E. Ongerth. 1991. Effects of time and watershed characteristics on the concentration of Cryptosporidium oocysts in river water. Appl. and Environ. Micro. 57: 2790-2795.

Heath, M. E., R. F Barnes, and D. S. Metcalf, eds. 1985. Forages: The Science of Grassland Agriculture. 4th ed. Ames Iowa: Iowa State Univ. Press.

Heaton, R. D. 1981. Worldwide aspects of municipal wastewater reclamation and reuse. In Municipal Wastewater in Agriculture, 43-74. F M. D'Itri, J. Aguirremartinez, and M. Athie-Lambarri, eds. New York, N.Y.: Academic Press.

Hegg, R. O., A. T. Shearin, D. L. Handlin, and L. W Grimes. 1984. Irrigation of swine lagoon effluent onto pine and hardwood forests. Trans. ASAE 27: 1311-1418.

Hills, D. J., and M. J. Brenes. 2001. Microirrigation of wastewater effluent using drip tape. Appl Eng. in Agric. 17: 303-308.

Hills, D. J., and M. Tajrishy. 1995. Treatment requirements of secondary effluent for microirrigation. In Proc. Fifth Int'l Microirrigation Congress, 887-892. F L. Lamm, ed. St Joseph Mich.: ASAE.

Hubbard, R. K., D. L. Thomas, R. A. Leonard, and J. L. Butler. 1987 Surface runoff and shallow ground water quality as affected by center pivot applied dairy cattle wastes. Trans. ASAE 30: 430-437

Husu, J. R., S. K. Sivela, and A. L. Rauramaa. 1990. Prevalence of Listeria species as related to chemical quality of farm-ensiled grass. Grass and Forage Sci. 45: 309- 314.

Hutchins, S. R., M. B. Tomson, P B. Bedient, and C. H. Ward. 1985. Fate of trace organics during land application of municipal wastewater. CRC Critical Reviews in Environ. Control 15: 355-427.

Jones, C. A., M. E. Harper, B. Horton, and T. J. Smayda. 1993. Wastewater treatment and disposal facility for a vegetable processing facility. In Nat'I. I Conf Irrig. Drain. Eng. ASCE, Management of Irrigation and

Drainage Systems: Integrated Perspectives, 93-100. R. G. Allen, and C. M. U. Neale, eds. Reston, Va.: American Soc. Civil Engineers.

Jonsson, A. 1991. Growth of Clostridium tyrobutyricum during fermentation and aerobic deterioration of grass silage. J. Sci. Food and Agr. 54: 557-568.

Juanico, M., Y Azov, B. Teltsch, and G. Shelef. 1995. Effect of effluent addition to a freshwater reservoir on the filter clogging capacity of irrigation water. Water Res. 29: 1695- 1702.

Keeney, D. R. 1983. Transformations and transport of nitrogen. In Agricultural Management and Water Quality, 48-64. F W. Schaller, and G. W. Bailey, eds. Ames Iowa: Iowa State Univ. Press.

Kirkham, M. B. 1986. Problems of using wastewater on vegetable crops. HortSci. 21: 24- 27.

LeChevallier, M. W., W D. Norton, and R. G. Lee. 1991. Occurrence of Giardia and Cryptosporidium spp. in surface water supplies. Appl. and Environ. Micro. 57: 2610-2616.

Lejano, R. P., F A. Grant, T. G. Richardson, B. M. Smith, and F. Farhang. 1992. Assessing the benefits of water reuse. Water Environ. & Tech. 4(8): 44-47.

Loehr, R. C., W W Carey, A. Kull, and C. A. Swift. 1988. Full-scale land treatment of coffee processing wastewater. J. Water Pollution Control Fed. 60: 1948-1952.

Loehr, R. C., W. J. Jewell, J. D. Novak, W. W. Clarkson, and G. S. Friedman. 1979. Land Application of Wastes. Vol II. New York, N.Y.: Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series.

Loehr, R. C., C. S. Martin, and W. Rast, eds. 1980. Phosphorus Management Strategies for Lakes. Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science.

Mackenzie, W. R., N. J. Hoxie, M. E. Proctor, M. S. Gradus, K. A. Blair, D. E. Peterson, J. J. Kazmierczak, D. G. Addiss, K. R. Fox, J. B. Rose, and J. Davis. 1994. A massive outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium infection transmitted through the public water supply. New England J. Med. 331: 161-167.

Mantovani, P., T. Asano, A. Chang, and D. A. Okun. 2001. Management practices for nonpotable water reuse. Project 97-IRM-6. Alexandria, Va.: Water Environ. Res. Foundation.

McBride, M. B. 1994. Environmental Chemistry of Soils. New York, N.Y.: Oxford Univ, Press.

MWPS. 1993. Livestock Waste Facilities Handbook. 3rd ed. Midwest Plan Service Publication No. MWPS-18. Ames, Iowa: Iowa State Univ, Press.

Moore, B. E., D. E. Cammann, C. A. Turk, and C. A. Sorber. 1988. Microbial characterization of municipal wastewater at a spray irrigation site: The Lubbock infection surveillance study J. Water Pollution Control Fed. 60: 1222-1230.

NAS. 1978. Nitrates: An Environmental Assessment. National Academy of Sciences. Washington, D.C.: National Academy Press.

NRC. 1996. Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production. National Research Council. Washington, D.C.: National Academy Press.

NRC. 1998. Issues in Potable Reuse: The Viability of Augmenting Drinking Water Supplies with Reclaimed Water. National Research Council. Washington, D.C.: National Academy Press.

Niemi, R. M., and J. S. Niemi. 1991. Bacterial pollution of waters in pristine and agricultural1ands. J. Environ. Qual. 20: 620-627.

Ongerth, J. E., and H. H. Stibbs. 1987 Identification of Cryptosporidium oocysts in river water. Appl. and Environ. Micro. 53: 672-676.

Oron, G., Y. DeMalach, Z. Hoffman, and Y Manor. 1992. Effect of effluent quality and application method on agricultural productivity and environmental control. Water Sci. Tech. 26: 1593-1601.

Ostling, C. E., and S. E. Lindgren. 1991. Bacteria in manure and on manured and NPK-fertilized silage crops. J. Sci. Food Agric. 55: 579-588.

Overman, A. R., and T. Schanze. 1985. Runoff water quality from wastewater irrigation. Trans. ASAE 28: 1535-1538.

Page, A. L., and A. C. Chang. 1981. Trace metals in soils and plants receiving municipal wastewater irrigation. In Municipal Wastewater in Agriculture, 351-372. F M. d'Itri, J. Aguirre-Martinez, and M. Athie-Lambarri, eds. New York, N.Y.: Academic Press.

Parsons, L. R., T. A. Wheaton, and P Cross. 1995. Reclaimed municipal water for citrus irrigation in Florida. In Proc. Fifth Int'l Microirrigation Congress, 262-268. F L. Lamm, ed. St. Joseph, Mich.: ASAE.

Peacock, C. H. 1994. Wastewater irrigation for golfcourses: Advantages versus disadvantages. In Wastewater Reuse for Golf Course Irrigation, 204-220. United States Golf Association. Chelsea, Mich.: Lewis Publ.

Phene, C. J., and R. Ruskin. 1995. Potential of subsurface drip irrigation for management of nitrate in wastewater. In Proc. Fifth Int'l Microirrigation Congress, 155-167. F L. Lamm, ed. St. Joseph, Mich.: ASAE.

Rammer, C., C. Ostling, P. Lingvall, and S. Lindgren. 1994. Ensiling of manured crops: Effects on fermentation. Grass and Forage Sci. 49: 343-351.

Ravina, I, E. Paz, G. Sagi, A. Schischa, A. Marcu, Z. Yechiely, Z. Sofer, and Y Lev. 1995. Performance evaluation of filters and emitters with secondary effluent. In Proc. Fifth Int'l Microirrigation Congress, 244-249. F L. Lamm, ed. St Joseph Mich.: ASAE.

Reddy, K. R. 1981. Diel variations of certain physico-chemical parameters of water in selected aquatic systems. Hydrobiologia 85: 201-207.

Reed, S. C., and R. W. Crites. 1984. Handbook of Land Treatment Systems for Industrial and Municipal Wastes. Park Ridge, N.J.: Noyes Press.

Reed, S. C., E. J. Middlebrooks, and R. W Crites. 1988. Natural Systems for Waste Management and Treatment. New York, N.Y.: McGraw-Hill.

Ritter, W. F. 1987 An overview of factors affecting land application of food processing wastes. In Proc. Conf Irrigation and Drainage Division, ASCE, Irrigation Systems for the 21st Century, 521-528. L. G. James, and M. J. English, eds. Reston, Va.: American Soc. Civil Engineers.

Rosas, I., A. Baez, and M. Coutino. 1984. Bacteriological quality of crops irrigated with wastewater in the XochimiIco plots, Mexico City, Mexico. Appl. and Environ. Micro. 47: 1074-1079.

Rose, J. B. 1986. Microbial aspects of wastewater reuse for irrigation. CRC Critical Rev. Environ. Control 16: 231-256.

Russell, J. M., R. N. Cooper, and S. B. Lindsey. 1993. Soil denitrification rates at wastewater irrigation sites receiving primary-treated and anaerobically treated meat processing effluent. Bioresource Tech. 43: 41-46.

Sagi, G., E. Paz, I. Ravina, A. Schischa, A. Marcu, and Z. Yechiely. 1995. Clogging of drip irrigation systems by colonial protozoa and sulfur bacteria. In Proc. Fifth Int'l Microirrigation Congress, 250- 252. F. L. Lamm, ed. St, Joseph, Mich.: ASAE .

Schwebach, G. H., D. Cafaro, J. Egan, M. Grimes, and G. Michael. 1988. Overhauling health effects perspectives. J. Water Pollution Control Fed. 60: 473-479.

Shamloufard, J., K. Weinberg, and R. Fomelli. 1995. Water water everywhere. Civil Eng. 65(9): 43-46.

Sharpley, A. N., S. J. Smith, B. A. Stewart, and A. C. Mathers. 1984. Forms of phosphorus in soil receiving cattle feedlot waste. J. Environ. Qual. 13: 211-215.

Sharpley, A. N., and P J. A. Withers. 1994. The environmentally sound management of agricultural phosphorus. Fert. Res. 39: 133-146.

Sheikh, B., R. P, Cort, W. R. Kirkpatrick, R. S. Jaques, and T. Asano. 1990. Monterey wastewater reclamation study for agriculture. Res. J. WPCF 62(3): 216-226.

Sherer, B. M., J. R. Miner, J. A. Moore, and J. C. Buckhouse. 1992. Indicator bacteria survival in stream sediments. J. Environ. Qual. 21: 591-595.

Shuval, H. I., A. Adin, B. Fattal, E. Rawitz, and P. Yekutiel. 1986. Wastewater irrigation in developing countries: Health effects and technical solutions. UNDP Project Management Report No.6. World Bank Technical Paper 51. Washington, D.C.: The World Bank.

Shuval, H. I., Y. Wax, P. Yekutiel, and B. Fattal. 1989. Transmission of enteric disease associated with wastewater irrigation: A prospective epidemiological study. American J. Public Health 79: 850-852.

Sneed, R. E. 1991. Land application of wastewater and sludges. Irrig. J. 41 (5): 10- 12+.

SCS. 1983. Chapt. 11: Irrigation. Section 15: Sprinkle irrigation. In National Engineering Handbook. Washington, D.C.: USDA, Soil Conservation Service.

SCS. 1992. Agricultural Waste Management Field Handbook, Part 651. Washington, D.C .. USDA, Soil Conservation Service.

Stumm, W., and J. J. Morgan. 1996. Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 3rd ed. New York, N.Y.: Wiley-Interscience, John Wiley & Sons.

Sweeten, J. M., and M. L. Wolfe. 1994. Manure and wastewater management systems for open lot dairy operations. Trans. ASAE 37: 1145-1154.

Tanji, K. K., ed. 1990. Agricultural Salinity Assessment and Management. New York, N.Y.: American Soc. Civil Engineers.

Tchobanoglous, G., and F L. Burton. 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse. 3rd ed. New York, N.Y.: McGraw-Hill, Metcalf & Eddy, Inc.

Tedaldi, D. J., and R. C. Loehr. 1992. Effects of waste-water irrigation on aqueous geochemistry near Paris, Texas. Ground Water 30: 709-719.

TNRCC. 1994. 30 TAC 321.34 Texas Register. December 19: 10281-10394. Austin Tex.: Texas Natural Resources Conservation Commission.

TWC. 1990. Control of certain activities by rule. Subchapter B. Livestock and poultry operations. 31 TAC 321.42-321.46. Texas Register- April 27: 2420-2421 and June 22: 3639-3640. Austin, Tex.: Texas Water Commission.

Thelin, R., and G. F Gifford. 1983. Fecal coliform release patterns from fecal material of cattle. J. Environ. Qual. 12: 57-63.

Thompson, R. B., D. Morse, K. A. Kelling, and L. E. Lanyon. 1997. Computer programs that calculate manure application rates. J. Prod. Agric. 10: 58-69.

Trooien, T. P., F R. Lamm, L. R. Stone, M. Alam, D. H. Rogers, G. A. Clark, and A. J. Schlegel. 2000. Subsurface drip irrigation using livestock wastewater: Dripline flow rates. Appl. Eng. Agric. 16: 505-508.

USGA. 1994. Wastewater Reuse for Golf Course Irrigation. United States Golf Assoc. Boca Raton, Fla.: Lewis Pub.

USEPA. 1981. Process Design Manual: Land Treatment of Municipal Wastewater. Cincinnati Ohio: USEPA Center for Environmental Research Information.

Vymazal, J. 1995. Algae and Element Cycling in Wetlands. Boca Raton, Fla.: Lewis Pub.

Ward, B. K., and L. G. Irving. 1987 Virus survival on vegetables spray-irrigated with wastewater. Water Res. 21: 57-63.

Ward, R. L., D. R. Knowlton, J. Stober, W. Jakubowski, T. Mills, P Graham, and D. E. Camann. 1989. Effect of wastewater spray irrigation on

rotavirus infection rates in an exposed population. Water Res. 23: 1503-1509.

Westcot, D. W. 1997. Quality Control of Wastewater for Irrigated Crop Production. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy: FAO.

Wescot, D. W., and R. S. Ayers. 1985. Chapt. 3: Irrigation water quality criteria. In Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater: A Guidance Manual, 1-37. G. S. Pettygrove and T. Asano, eds. Boca Raton, Fla.: Lewis Pub.

Westerman, P W., and L. D. King. 1983. General guidelines for land treatment of wastewater. Report No.2. Land Treatment Series. Raleigh N.C.: Water Resources Research Institute, Univ of North Carolina.

Wheaton, F W. 1977. Aquacultural Engineering. New York, N.Y .. John Wiley & Sons.

Yoder, R. 1994. Traveling sprinklers: Taming Tennessee's topography. Irrigation J. 44 (7): 14-17.