

水質対策工の長期的な機能維持に関する研究

研究予算：運営費交付金（一般勘定）

研究期間：平 23～平 27

担当チーム：寒地農業基盤グループ（水利基盤）

担当チーム：技術開発調整監（寒地技術推進室）

研究担当者：中村和正、鶴木啓二、高須俊俊之、

研究担当者：酒井美樹、近藤晴義、太田日出春

【要旨】

北海道東部の大規模酪農地帯では、自然の機能を利用した水質対策工が整備されているが、その長期的機能は十分には解明されていない。本課題では、既整備の水質対策工（緩衝林帯・水質浄化池）の機能モニタリングと評価を継続して実施し、長期的な視点に立った機能評価を行う。また、これら水質対策工の長期的な機能維持を考慮した計画設計技術と維持管理方法を検討する。平成 26 年度までに以下の成果を得た。

(1)水質浄化池では、流入・流出部の水質調査により浄化機能を評価した。土砂の堆積は徐々に進行しているが、現時点では大部分の施設で浄化機能に大きな変化の無いことを平水時の調査により確認した。また、降雨時と融雪時に自動採水器による採水を実施し、洪水時の機能評価を行った。

(2)緩衝林帯では、整備から 4～11 年経過した林帯における樹木の生育状況調査を行い、樹木の生存率・獣害率と樹種・土壌の理化学性・緩衝林帯の立地条件の関係から樹木の生育阻害要因を明らかにした。この結果より、北海道東部の酪農地域において排水路沿いに緩衝林帯を整備するときの適正な樹種、土壌環境、望ましい周辺条件を示した。

キーワード：水質浄化池、緩衝林帯、維持管理

1. はじめに

琵琶湖や霞ヶ浦流域など、各地において農業活動に起因した水質汚濁が顕在化しており、良好な水質環境の回復が求められている。農業由来の排水は都市下水に比べて低濃度で、降水による大量の水とともに移動するため、下水処理のような集中処理は困難かつ不経済であり、自然の機能を利用した水質浄化が期待されている。一方で、自然の機能を利用した水質対策工の計画・設計技術や維持管理方法は未確立で、整備した施設が十分に機能していない場合がある。北海道東部の大規模酪農地帯では、国営環境保全型かんがい排水事業により、排水路の附帯施設として土砂緩止林（本稿では緩衝林帯と記す）や遊水池・排水調整池・浄化型流入工（同、水質浄化池）といった自然の機能を利用した水質対策工が設置されているが、効果的な計画・設計に関する技術は確立されていない。現在も実施中や調査計画段階の国営環境保全型かんがい排水事業が複数あり、先行地区で得られる技術的知見を後続地区に反映することが有用である。

過年度の研究では、林地や湿地の水質浄化機能を解明するとともに、水質対策工について整備から数年の短期

間な機能を明らかにした。しかし、自然の機能を利用した水質対策工は、植生の成長などにより機能が向上する部分と土砂の堆積などにより機能が低下する部分があるため、長期的な視点にたった評価を行う必要がある。また、水質対策工の機能が十分に発揮される計画設計技術と、その機能を持続・向上させるために必要な維持管理方法を検討しなければならない。

本課題では、既整備の水質対策工（緩衝林帯・水質浄化池）について、多様な気象・水文条件下でのデータが得られるように機能モニタリングと評価を継続して実施し、最終年に過年度の研究と合わせて長期的な視点に立った機能評価を行う。また、上記の機能評価をもとに、自然の機能を利用した水質対策工の長期的な機能維持を考慮した計画設計技術と維持管理方法を検討する。

水質浄化池については、流入・流出部の水質調査を実施し、水質浄化機能の継続性を評価した。また、水質浄化池の土砂堆積に伴う機能変化を追跡するために堆積土砂量調査を実施した。

また、草地の排水路沿いに造成された緩衝林帯では、樹木の生育調査を実施し、生存率や獣害率から樹木の特

性を把握するとともに、生存率や獣害率と周辺環境との関係を検討した。

2. 水質浄化池の機能継続性評価

2.1 調査方法

2.1.1 調査地点概要

調査は、北海道東部酪農地域で実施されている環境保全型かんがい排水事業A地区とB地区で整備された水質浄化池で行った(図-1)。水質浄化池とは、土砂および水質負荷物質の流出を低減させることを目的として設置され、流速緩和により土砂を沈降させる堆砂域とヨシ等により水質負荷物質を吸収し水質浄化を行う植生域から構成される池状の施設である(図-2)。

現地調査は、A地区ではA-1～A-14の14箇所、B地区ではB-1とB-2の2箇所で行った(表-1)。A-1～A-14は、A地区のモデル流域(地区の中で先行して整備が進められ、効果検証が集中的に実施された流域)に整備され、2007年より水質浄化効果の検証を実施しており、水質浄化効果の長期的変化を評価することができる。B-1は、2015年に沈砂域に堆積した土砂の除去が実施される予定となっており、維持管理による機能の回復効果を評価することができる。

2.1.2 水質調査

水質浄化池の浄化効果検証のための調査として、平水時は、A地区では2007年～2014年、B地区では2011年～2014年の5月から11月に月1回程度、流入口と流出口で採水と流量観測を行った。降雨出水時は、B-1とB-2で年3回の出水を対象に自動採水器を用いて24本/回の連続採水を行った(B-2は2012年から)。採水時間間隔は前半12本が30分、後半12本が60分である。また、2012年の3月と4月に融雪出水時の採水調査を行った。採水は自動採水器を用い、1つの採水ボトルに3時間隔でコンポジット採水を行った。コンポジット採水の方法は、0、3、6、9時の採水で1試料、12、15、18、21時の採水で1試料である。ただし、採水チューブの結氷等のため、採水は一部欠落している。水質分析項目は、平水時と融雪出水時はT-NとT-P、降雨出水時はT-NとT-P、浮遊物質(SS)である。

2.1.3 堆積土砂量調査

水質調査を実施した水質浄化池のうち、2011年の時点で水質浄化効果の良い地点(A-1、2、9、13)と、土砂除去の予定がある地点(B-1)において2011年から2014年に堆積土砂量調査を実施した(表-1)。実施時期は、融雪期後の5月上旬と積雪期前の11月下旬である。現地調

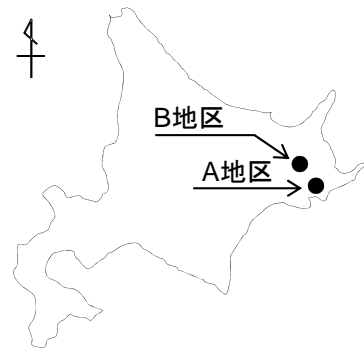


図-1 位置図

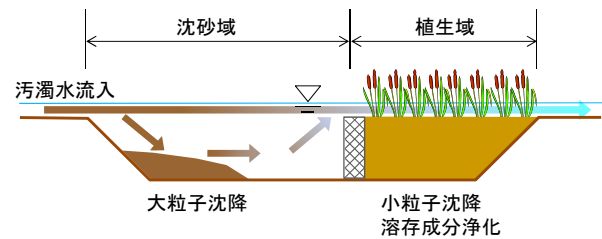


図-2 水質浄化池概略図

表-1 水質浄化池諸元

| 地区名 | 施設名 | 堆砂容量 (m^3) | 流域面積 (km^2) | 堆積土砂 量調査 |
|-----|------|-------------------|--------------------|-------------|
| A | A-1 | 356 | 0.58 | ○ |
| | A-2 | 204 | 0.23 | |
| | A-3 | 930 | 1.26 | |
| | A-4 | 324 | 0.28 | ○ |
| | A-5 | 126 | 0.21 | |
| | A-6 | 359 | 0.39 | |
| | A-7 | 115 | 0.09 | |
| | A-8 | 48 | 0.14 | |
| | A-9 | 259 | 0.22 | ○ |
| | A-10 | 72 | 0.11 | |
| | A-11 | 24 | 0.04 | |
| | A-12 | 178 | 0.13 | |
| | A-13 | 434 | 0.43 | ○ |
| | A-14 | 173 | 0.49 | |
| B | B-1 | 250 | 1.60 | ○ |
| | B-2 | 137 | 0.42 | ○ |

査では、池全体を縦横およそ10分割に格子で区切り、各格子点における堆積土砂頂部の標高を測量した。測量結果より、土砂頂部の標高と竣工時の底面標高との差から横断面ごとの堆積量を算出し、隣接する横断面との平均堆積量に横断面間の距離を乗じて区間堆積土砂量を求め、区間堆積土砂量を加算して池全体の堆積土砂量とした。

2.2 結果と考察

2.2.1 平水時の機能継続性評価

A地区の水質浄化池について、流入部と流出部の濃度の関係を調査年ごとに図-3に示す。T-Nは、流入濃度と流出濃度が1対1の線(以下、1:1のラインと記す)よりも概ね下に分布しており、池内部で濃度低下していることが分かる。T-Pは1:1のラインの上下にデータが分

布しており、流出側の濃度が流入側よりも高い場合もあるが、濃度の絶対値は低いので下流の水質環境への影響は小さいと思われる。全窒素、全リンとも、経年的な変化はこの図からは判然としない。

図-4 に、A地区の施設ごとに、各調査日の全窒素除去率(= (1-流出濃度/流入濃度) × 100) の推移を示す。

除去率がゼロより大きい場合は、池内部で濃度が低下していることを表している。経年的に除去率が変化しているように見える施設はあるが、データのバラツキが大きいため、経過年との相関は極めて低く、相関係数が最も高いA-6でも $r=0.36$ だった。これは、後述するように、全窒素の除去には温度依存性があるため、季節変化して

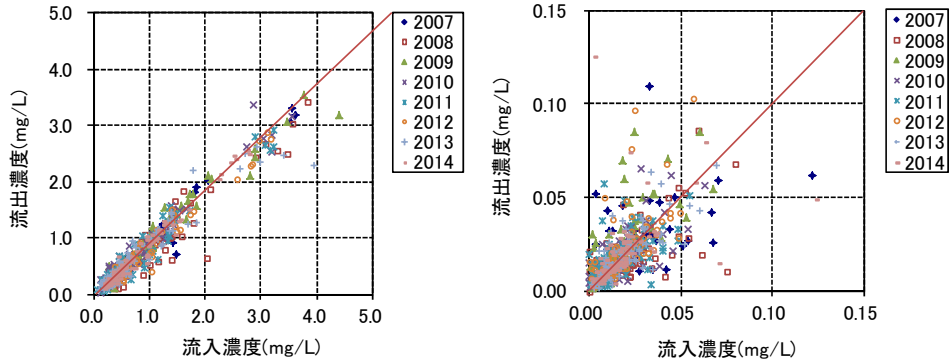


図-3 水質浄化池の平水時の流入・流出濃度 (A地区)

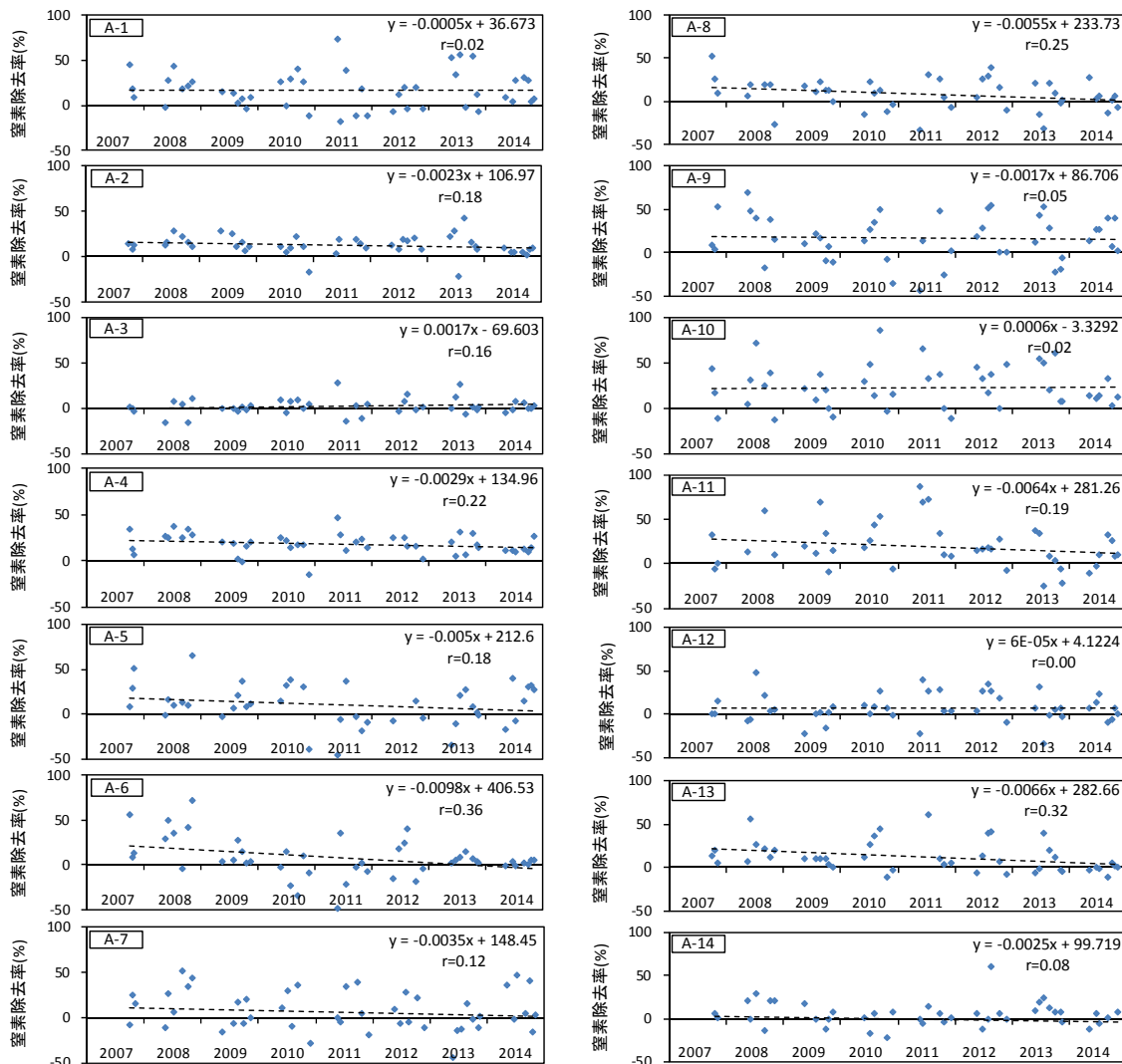


図-4 全窒素除去率の推移 (A地区)

(破線は近似直線、数式は近似式)

いることが一要因である。そこで、窒素除去率の年平均値の経年変化を図-5に示す。2007年は秋以降の3データしか無いので除いた。その結果、A-11、A-13で比較的高い負の相関が得られた。一方、大部分の施設では年変動が大きく、除去率に変化に一定の傾向がみられる施設は少なかった。

A地区について、全窒素、全リン除去率の年平均値を表-2に示す。なお、図-3に示したようにT-Pは流入濃度が低く、浄化の必要がないデータが多いため、流入濃度が $0.01\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下のデータは除いて集計した。「 $0.01\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 」という閾値は、当該河川がサケ・マス増殖河川の支流であることから、環境省の「生活環境の保全に関する環境基準」の(2)湖沼のサケ科魚類に対する基準値である水産1種の値を適用したものである。つまり、水質基準

を満たしているのも、これ以上浄化する必要が無いということである。T-Nについてみると、2009年以降は、それ以前と比較して除去率が全体的に下がったが、10%前後で大きな変動は見られない。T-Pについてみると、全体的にT-Nよりも年変動が大きく、かつ除去率が大きくマイナスとなる年がみられた。この理由として、①植物遺体などの浮遊物質が流出しやすい状況にあり、採水時の攪乱で試料に混入しやすいこと（マイナス値が出やすい）、②流入濃度が低いため、例えば流入： $0.02\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ →流出： $0.03\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ という微少な濃度変化でも濃度低下率は-50%と算出されてしまうこと（大きな値になりやすい）、が挙げられる。なお、T-Nについては溶存成分が多いため①の影響は相対的に低いものと考えられる。

B地区のB-1、B-2のデータは2011年から2014年のみ

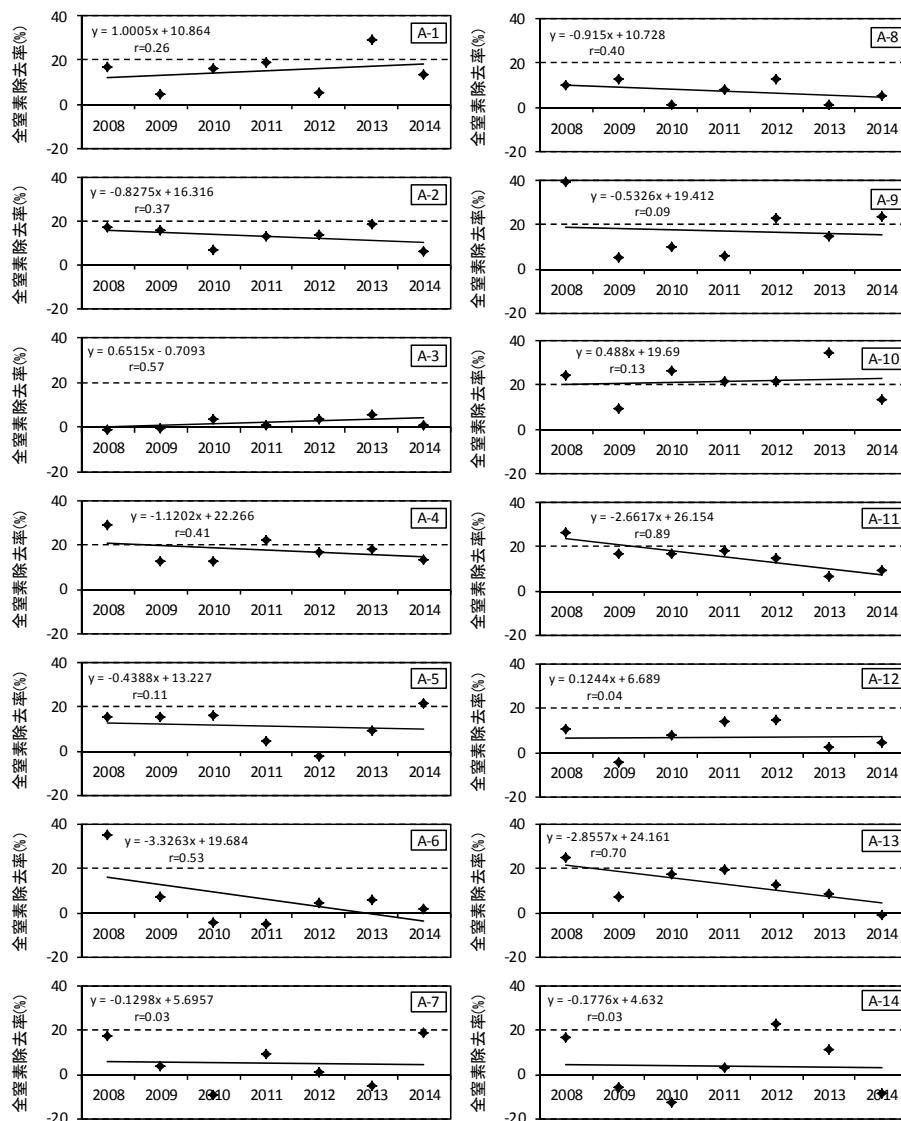


図-5 全窒素除去率年平均値の推移 (A地区)

(破線は近似直線、数式は近似式)

で、全窒素除去率の年平均値は、B-1 が-1%→ 5%→8% →2%でB-2 が 19% → 19%→ 27%→ 43%、全リン除去率はB-1 が-34% → -20%→ -14%→ -7%とB-2 が -58% → -58%→ -38%→ -54%であった。B-1 で全窒素除去率が低い理由は、周辺土壌である泥炭土の分解に伴う窒素成分の溶出、または土砂堆積の進行による滞留時間の減少のため浄化効果が低下したことが考えられる。2015年に土砂除去が実施される予定であり、これに伴う機能変化を観測することで要因が特定できる可能性がある。また、両施設で全リン除去率がマイナスになっている理由は、A地区と同様と考えられる。両施設とも全リン流入濃度は共に平均0.02mg・L⁻¹と低い。

2.2.2 土砂堆積状況と除去率

堆積土砂量観測結果を表-3に、堆積土砂量調査を実施した施設の全窒素除去率を表-4に示す。各施設とも土砂堆積が徐々に進行しているので、滞留時間の減少により、浄化機能が低下することが予想されたが、A-13以外は全窒素除去率が経年的に低下することはなかった。このような結果となった要因は、前項で示したように除去率はバラツキが大きいため、4年の調査では長期的な変化を把握するにはデータが少ない可能性が考えられる。除去率のバラツキの影響を小さくするには、当該年のデータ数を増やすか、より長期のデータ収集が必要となる。

2.2.3 降雨出水時の機能

B-1における降雨出水時の事例を図-6に示す。降雨出水時の負荷量は時間の経過と共に変化することから、降雨出水時の浄化効果は、降雨出水のピーク全体の負荷量で比較を行う必要がある。本研究では、負荷削減率(= (1-流出負荷/流入負荷)×100)の算出には、降雨出水による負荷量ピークの立ち上がり点から負荷量変化の終了点までのデータを用いた。図-6の事例では、10/15の7時頃から16時頃までとなり、負荷削減率はT-Nで1%、T-Pで7%、SSで50%だった。

表-5に全出水の負荷削減率を示す。SSは、土粒子の沈降により、負荷が大きく削減された出水が多かったが、降水量の少ない小出水では、削減率がマイナスとなることがあった。降水量が多い場合は流量が多く、粒径の大きな土砂が流入することで、沈砂の効果が大きくなり、削減率が高くなる。一方、降水量が少ない場合は、粒径の小さな土砂の流入割合が多いため、沈砂の効果が少なく、さらに、沈砂池内に堆積していた微小な土砂の再流出が沈砂の効果と比べて相対的に多いことで、削減率がマイナスになると考えられる。

T-Pは、両施設とも平水時は除去率がマイナスであっ

表-2 水質浄化池の平水時における除去率 (A地区、各年の全地点平均)

| 調査年 | 除去率(%) | |
|------|--------|-----|
| | T-N | T-P |
| 2007 | 16 | 8 |
| 2008 | 20 | 19 |
| 2009 | 7 | -33 |
| 2010 | 8 | 7 |
| 2011 | 11 | 2 |
| 2012 | 12 | -22 |
| 2013 | 11 | 0 |
| 2014 | 9 | -9 |

表-3 堆積土砂量観測結果一覧

| 施設名 | 堆積土砂量(m ³) | | | | 平水時滞留時間(h) 2014.11 |
|------|------------------------|---------------|---------------|---------------|-----------------------|
| | 2011年 11月末 | 2012年 11月末 | 2013年 11月末 | 2014年 11月末 | |
| A-1 | 31 | 62 | 97 | 115 | 6 |
| A-4 | 229 | 338 | 543 | 608 | 7 |
| A-9 | 112 | 127 | 123 | 154 | 16 |
| A-13 | 386 | 398 | 627 | 739 | 1 |
| B-1 | 344 | 455 | 600 | 631 | 1 |
| B-2 | 62 | 79 | 102 | 98 | 18 |

平均滞留時間=貯水量/平水時平均流量

表-4 堆積土砂量調査実施施設の全窒素除去率

| 施設名 | T-N除去率年平均値(%) | | | |
|------|---------------|-------|-------|-------|
| | 2011年 | 2012年 | 2013年 | 2014年 |
| A-1 | 19 | 5 | 29 | 14 |
| A-4 | 22 | 17 | 18 | 14 |
| A-9 | 6 | 23 | 14 | 24 |
| A-13 | 20 | 13 | 8 | -1 |
| B-1 | -1 | 5 | 8 | 3 |
| B-2 | 19 | 19 | 29 | 46 |

たが、土粒子に吸着されやすいので、洪水時は土粒子の沈降より削減率が高くなると予想された。しかし、削減率がプラスとなる出水はあったが、SSほど高い削減率ではなく、SS削減率との関連は見られなかった。T-P削減効果が小さい要因は、T-Pが吸着している粘土粒子のような細粒土砂の沈降が少ない、または、再流出によるものと推測される。

T-Nは、平水時の削減率が高いB-2で、洪水時にも高い削減率となる場合はあったが、大規模出水では低く、マイナスとなる場合もあった。平水時にB-2でT-N濃度が低下する要因は、溶存態であるNO₃-N濃度の低下によるものであり、表-3に示したように比較的長い滞留時間(18時間)により生物的な作用(おもに脱窒)で除去されたと考えられる。一方、洪水時は滞留時間が数分となる場合もあり、相対的に生物的な除去効果が低下するため除去率が低くなると考えられる。

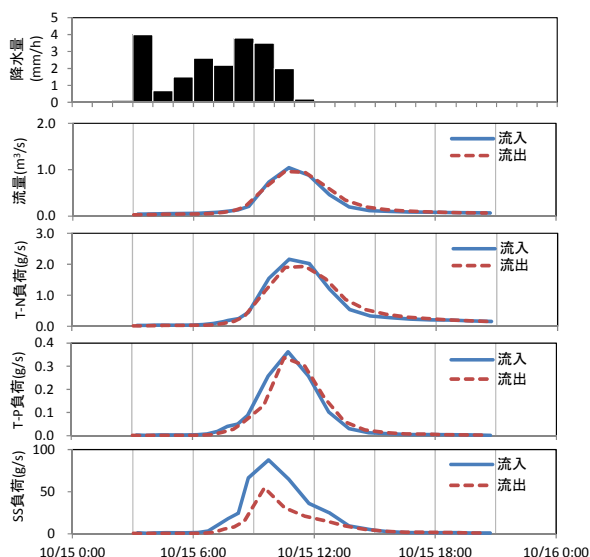


図-6 降雨出水時の水質負荷の経時変化事例

(2011/10/15 出水、B-1)

表-5 降雨出水時の負荷削減率

| 調査 年度 | 採水 開始日 | 一連降水 量(mm) | 負荷削減率 | | | | | |
|----------|-----------|---------------|-------|-----|-----|-----|-----|-----|
| | | | B-1 | | | B-2 | | |
| | | | T-N | T-P | SS | T-N | T-P | SS |
| 2011 | 9/21 | 81.5 | 7 | 0 | 35 | — | — | — |
| | 10/15 | 31.0 | 1 | 7 | 50 | — | — | — |
| | 10/22 | 36.5 | 14 | 11 | — | — | — | — |
| 2012 | 9/9 | 31.0 | 5 | 8 | 64 | — | — | — |
| | 10/1 | 85.0 | 0 | -23 | 59 | 14 | -19 | 54 |
| | 11/2 | 27.0 | — | — | — | 25 | 6 | 47 |
| | 11/7 | 60.0 | 2 | 1 | 39 | 27 | 11 | 42 |
| 2013 | 9/25 | 96.0 | 1 | -1 | 31 | -11 | -37 | 68 |
| | 10/9 | 14.0 | -12 | -9 | 2 | 28 | 3 | -4 |
| | 10/16 | 81.0 | 1 | 1 | 46 | 2 | -19 | 56 |
| 2014 | 6/11 | 32.5 | — | — | — | 21 | 2 | -14 |
| | 6/18 | 22.5 | -13 | -18 | -24 | — | — | — |
| | 7/10 | 105.5 | 3 | 2 | 31 | 7 | -13 | 46 |
| | 8/11 | 105.5 | -5 | -10 | 35 | -1 | -7 | 48 |

降水量は別海アメダス値

2.2.4 融雪出水時の機能

(1) 融雪出水期間の設定

2013年の融雪期調査におけるB-2の流量と気象データを図-7に示す。気象データは別海アメダスのデータを用いた。観測開始後は気温の低い日が続き、流量の増加はほとんど無かった。3/18、3/19に平均気温がプラスで降雨があり、流量は増加したが継続せず、その後の低温で3/27まで流量の増加はほとんど無かった。融雪による継続的な出水が始まったのは3/28からで、4/7の降雨時にピーク流量を観測し、4/11に継続的な出水開始前の流量まで減少した。よって、本稿では、2013年の融雪出水期間を3/28から4/11までとした。B-1も同様とした。

(2) データ整理

調査方法で記したように、採水は自動採水器で行ったが、チューブ内の結氷により採水に欠落があり、水質データに欠測がある。そこで、収集できたデータからL-Q

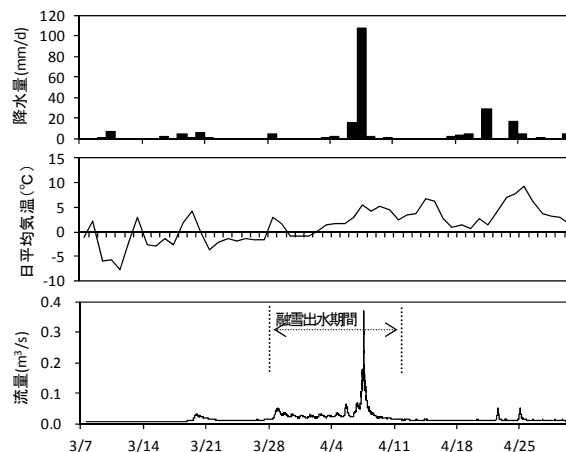


図-7 融雪調査期間の流量(B-2地点、2013年)

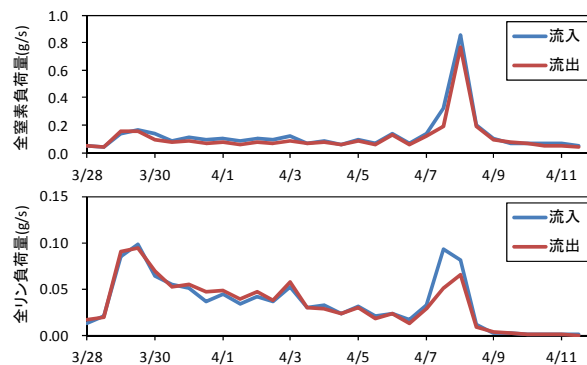


図-8 全窒素、全リン負荷量の推移(B-2、融雪出水期間)

表-6 融雪出水期の負荷削減率

| | 負荷削減率(%) | |
|-----|----------|-----|
| | T-N | T-P |
| B-1 | 3 | 2 |
| B-2 | 15 | 3 |

式(流量-負荷量関係式)を作成し、流量から欠測部分の負荷量を推定することとした。B-2地点の融雪出水期間の全窒素、全リン負荷量の推移を図-8に示す。

(3) 負荷削減量

表-6に融雪出水期間の負荷削減率を示す。負荷削減率は降雨出水時と同程度であった。融雪期は夏季と比較して水温が低いことにより、生物的浄化機能が低下すると考えられるが、前項で示したように、降雨出水時も生物的浄化効果が相対的に低いことから、このような結果になったと考えられる。

2.3 小括

本章では、水質浄化池において浄化機能の継続性評価を行った。2007年より調査を継続しているA地区の施設全体では、平水時の全窒素、全リンの除去率に大きな変化はみられなかったが、一部の施設では機能の低下がみられた。土砂の堆積状況と除去率の変化との関連は判然

としなかった。

洪水時の機能として、B地区の2施設で夏季降雨出水時と融雪出水時の負荷削減率を評価した。降雨出水時は沈降作用でSS負荷は削減されたが、窒素とリンについては、出水規模によっては池に貯留されていた成分の再流出により削減率がマイナスとなることもあった。融雪出水時は、降雨出水時と同程度の負荷削減効果が確認された。

3. 水質浄化池の浄化メカニズムの解明

3.1 本章の目的

自然の機能を利用した水質浄化施設は、休耕田を利用したものや排水路内での礫間浄化など様々な手法が考案され、全国で多くの設置事例がある¹⁾。また、これら施設の浄化効果のデータも蓄積され、類似施設の設計において参考となる資料も多い²⁾。これら資料を基にして施設設計することで、浄化効果を予測することができる。しかし、本研究で対象としている水質浄化池の設置条件(流量、濃度、気象、周辺土壌等)に類似した施設は当地域以外になく、後継事業での計画・設計の高度化には、既整備施設の効果検証から浄化効果(除去率)と設置条件との関係を明らかにする必要がある。そこで、本章では、周辺土壌や周辺地下水水質、水温と浄化機能の関係について検討した。

3.2 立地条件と浄化機能の検討

3.2.1 検討の目的

前章で検討対象としたA地区に整備された水質浄化池は、全体的には水質浄化機能が良好に発現していると評価できる。一方で、同様な設計手法で整備された施設であっても、浄化効果が十分に発現されない施設もある。事業を実施した北海道開発局の報告では、B地区に隣接するC地区で整備された水質浄化池で十分な浄化効果が出ていない状況が示されている³⁾。その要因として、流入濃度が低いことや植生域の植物が十分に生育していないことなどが挙げられている⁴⁾。また、このような施設でも、流入水のBOD濃度が高いときは浄化率が高い場合もあるなどを示しているが⁵⁾、そのメカニズムは不明なままである。今後、同様の施設を整備するにあたり、蓄積されたデータを解析することで浄化効果が十分に発現されない場合の要因を特定できれば、計画設計技術の高度化に向けて有益な情報になると考えられる。

本節では、整備から10年程度経過した施設を対象に、蓄積された水質データから、流入条件や立地条件と水質浄化機能について考察した。

3.2.2 調査方法

解析に使用したデータは、C地区で2003年に整備された水質浄化池C-1において、北海道開発局で実施された平水時の水質調査結果である。C-1は前章の水質浄化池と同様に流入側に沈砂域、流出側に植生域がある池状の施設で、幅が13~15m、堆砂域面積2,610m²、植生域面積850m²である。土地利用状況はA地区とC地区で大きな違いはなく、流域全体が草地利用されている。C-1の立地条件がA地区の施設と異なる点は、A地区の土壌が厚層(または湿性厚層)黒色火山性土であるのに対し、C-1の周辺は低位泥炭土が広がっていることである⁶⁾。

現地調査は、2003年から2010年の6月から11月に月1回程度、流入・流出口での採水と流量観測が実施された。検討に用いた水質項目は、T-N、硝酸態窒素(NO₃-N)、アンモニア態窒素(NH₄-N)、有機態窒素(TON)、化学的酸素要求量(COD)、生物化学的酸素要求量(BOD)、溶解性鉄(D-Fe)である。

3.2.3 窒素の浄化状況の解析

図-9に、C-1の窒素成分の浄化状況を示す。T-Nは、1:1のライン付近に均等に分布し、平均濃度は流入が1.38mg/L、流出が1.36mg/Lで除去率は1%とA地区の平均に比較して低い。窒素の各形態についてみると、NO₃-Nは大部分のデータで1:1のラインよりも下、すなわち除去率がプラス側に分布し、平均濃度は流入が0.92mg/L、流出が0.82mg/Lで除去率は11%であった。NH₄-Nは低濃度であり、除去率は平均で0%とT-N濃度低下率の高低にはほとんど影響しない。TONは1:1のラインよりも上に分布するデータが多く、平均濃度は流入が0.37mg/L、流

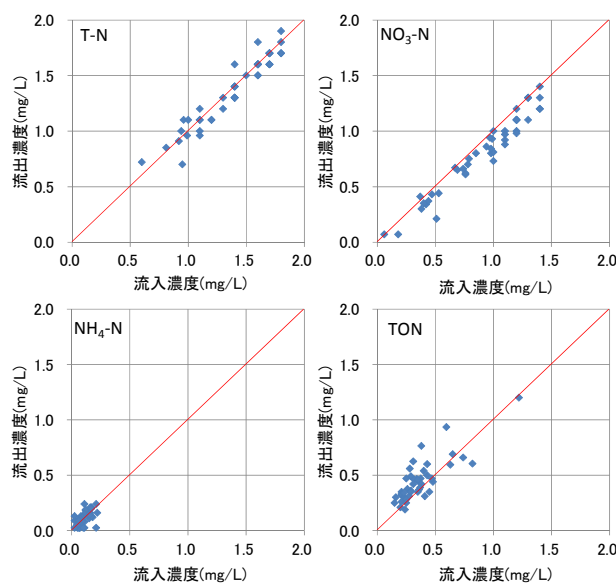


図-9 C-1の流入水と流出水の窒素濃度
(2003~2010年全データ)

出が0.45mg/Lで除去率は22%である。数値上は、NO₃-Nの濃度低下とTONの濃度上昇が相殺されてT-Nの濃度低下率がほぼゼロになっていることになる。

3.2.4 課題整理

これまでの北海道開発局の報告や寒地土木研究所が現地で実施した水質対策工の調査、自然の機能を利用した水質対策施設の一般的性質などから、C-1で浄化効果が低い理由として、以下が想定される。

- ① 滞留時間
- ② 植生域の広さ
- ③ 流入水の濃度
- ④ 池内で発生する藻類の流出
- ⑤ 泥炭の分解

①については、滞留時間が長いほど浄化される時間が長いため有利である。C-1の滞留時間は池の容量と平水時の平均流量から約9時間と算出され、先に示したA地区のA-1、A-13よりも長く、主な要因とはいえない。②については、植生が十分に発達していると溶存成分の浄化が促進されると考えられる。C-1は植生域の面積が施設全体の約25%でヨシの成長も良好である。一方で、A地区の水質浄化池で、十分に植生が揃っている施設はA-3、A-9のみであり、植生のほとんど無い施設でも浄化機能は良好であるため、これもC-1浄化状況を説明できる要因とはならない。③については、流入水のT-N濃度の平均は1.4mg/Lであり、A地区の施設の平均値よりも高く、これも要因ではない。よって、次項以降で、④と⑤について詳細に検討する。

3.2.5 藻類の発生と有機態窒素の関係

NO₃-Nが削減されてTONが増加していたことから、NO₃-Nが藻類などに取り込まれて（すなわち有機化されて）減少し、枯死した藻類が流出することでTONが増加していると考えられる。この仮定が正しければ、TONの増減は池内部の有機物の増減と関連しているはずである。そこで、枯死した藻類のような易分解性の有機物の指標になるBODとの関連を検討する。まず、流入・流出部のBOD濃度の関係を見ると（図-10）、TONと同様に1:1のラインよりも上に分布するデータが多いことが分かる。しかし、TONの濃度低下率とBODの濃度低下率の関係を見ると無相関であった（図-11）。つまり、池内部におけるTON濃度の上昇はBOD濃度の上昇、すなわち池内で発生する藻類の流出（前項の④）とは無関係ということになる。

3.2.6 泥炭の分解と有機態窒素の関係

前項において、藻類の流出とTONの濃度上昇に関係の

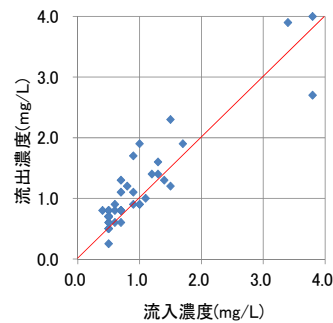


図-10 C-1の流入水と流出水のBOD濃度
(2004～2010年全データ)

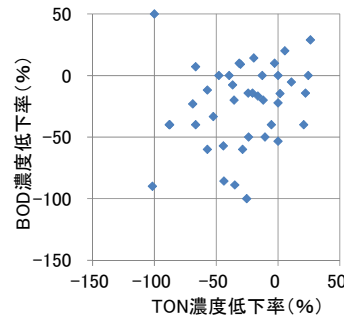


図-11 C-1のTONとBODの濃度低下率の関係

無いことを示した。また、図では示さないが、NO₃-Nの除去率とTONの除去率の相関は高くはないことから（負の相関、 $r=0.63$ ）、NO₃-Nが有機化されてTONが増加するという池内部での形態変化以外にも、TONを増加させる有機物の供給源があることになる。

そこで、BOD以外の有機物の指標としてCODとTONの関係について検討する。まず、流入・流出部のCOD濃度の関係を見ると（図-12）、データは少ないが、TONと同様に1:1のラインよりも上に分布するデータが多いことが分かる。つぎに、除去率についてTONとの関連をみると（図-13）、BODの場合とは異なり高い相関関係がみられた。すなわち、池内部におけるTON濃度の上昇はCOD濃度の上昇と関連が強いことになる。

ここで、COD濃度を上昇させる有機物の供給源として分解された泥炭からの溶出が予想される。既往の文献では⁷⁾、分解の進んだ泥炭地の地下水は、CODとD-Fe濃度が高いことが示されている。そこで、流入・流出部のD-Fe濃度の関係をみた（図-14）。すべてのデータで1:1のラインよりも上に分布しており、除去率は48%と大幅に濃度上昇していた。人為的な排水等の流入は無いことから、濃度上昇の要因は泥炭の分解以外に考えられない。C-1は周辺地盤よりも低く掘下げられて造成されているため、池周辺の地下水位は低く、乾燥によって泥炭の分解が進んでいると考えられる。そのため、周辺地下水中のCODやD-Fe濃度が高くなり、これが池に溶出しているも

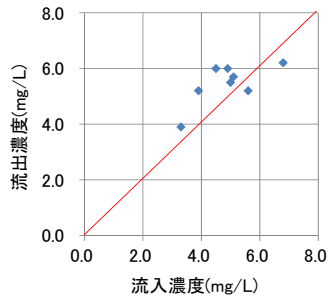


図-12 C-1の流入水と流出水のCOD濃度(2009年全データ)

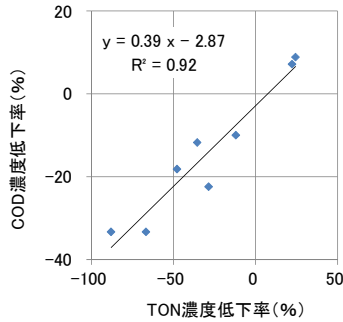


図-13 C-1のTONとCODの除去率の関係(2009年全データ)

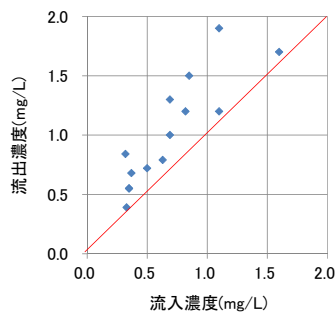


図-14 C-1の流入水と流出水のD-Fe濃度(2008、2009年全データ)

のと考えられる。

以上より、池内部でのTONの増加は、池周辺の泥炭の分解に起因した有機物の溶出によるものであり、このことが、C-1で窒素除去率が低い主要因と考えられる。泥炭の分解は地下水位の低下による乾燥が原因であり、当該施設のように泥炭土の地盤を深く掘り込んだ形状の施設では、同様な水質状況であることが予想される。

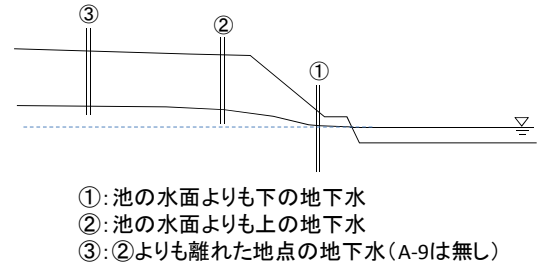
3.3 周辺地下水水質と浄化効果の関係

3.3.1 検討の目的

前節にて、泥炭土に造成された水質浄化池C-1は、泥炭の分解に由来する有機態窒素の溶出により、窒素の浄化効果が低いことを明らかにした。一方、2章で検討したA地区の水質浄化池のなかには泥炭土に造成されながら浄化効果の高い施設もあった。本節では、水質浄化池周辺の地下水水質を観測し、水質浄化池の周辺条件と浄

表-7 周辺地下水の観測対象とした水質浄化池の諸元

| | 周辺土壌 | 周辺地盤と池水面の差 | その他 |
|-----|--------|------------|------------|
| C-1 | 泥炭土 | 大 | 乾燥が進み泥炭が分解 |
| A-2 | 泥炭土 | 小 | 湿地環境 |
| A-9 | 黒色火山性土 | 大 | |



- ①: 池の水面よりも下の地下水
- ②: 池の水面よりも上の地下水
- ③: ②よりも離れた地点の地下水(A-9は無し)

図-15 水質浄化池周辺地下水の観測位置

表-8 水質浄化池の濃度低下率と周辺地下水水質(T-N)

| 施設名と周辺条件 | 観測日 | 池の濃度低下率 | | | 地下水濃度 | | |
|----------|-------|------------|------------|----------|-------|-------|------|
| | | 流入濃度(mg/L) | 流出濃度(mg/L) | 濃度低下率(%) | ① | ② | ③ |
| C-1 | 5/21 | 1.42 | 1.42 | 0 | 2.43 | — | 5.42 |
| 泥炭土 | 6/28 | 1.09 | 1.21 | -12 | 3.48 | 3.84 | 4.43 |
| 乾燥 | 8/23 | 1.12 | 1.11 | 1 | 9.27 | 15.25 | — |
| A-2 | 6/28 | 2.95 | 2.73 | 8 | 0.33 | 1.15 | 2.53 |
| 泥炭土 | 7/31 | 2.85 | 2.32 | 18 | 0.24 | 0.29 | 0.78 |
| 湿地 | 8/23 | 2.80 | 2.31 | 18 | 0.26 | 0.34 | 0.44 |
| | 10/11 | 2.57 | 2.07 | 19 | 0.36 | 0.34 | 0.38 |
| A-9 | 7/31 | 0.52 | 0.26 | 50 | 0.39 | — | — |
| 火山性土 | 8/23 | 0.52 | 0.24 | 54 | 0.21 | — | — |
| 乾燥 | 10/11 | 0.68 | 0.68 | 1 | 0.36 | 2.53 | — |

—:水なし

化機能について調査した結果を報告する。

3.3.2 方法

現地調査は、前節のC-1に加え、比較対象として2章のA-2、A-9で実施した。A-9は泥炭土に立地するが周辺には湿地環境が残されている。A-9は黒色火山灰土に立地する。それぞれの地点の特徴を表-7に整理した。調査内容は、池の流入部と流出部および図-15に示す地下水の採水で、2012年に3・4回実施した。検討の対象とした水質分析項目はT-Nである。

3.3.3 結果と考察

結果一覧を表-8に示す。前節で推測したように、C-1周辺の地下水には高濃度のT-Nが含まれていた。この影響により、池の除去率が低いものと考えられる。一方、湿地環境が残されているA-9の地下水は、周辺が泥炭土にも関わらず、C-1の1/10以下と低濃度であることから、A-9周辺土壌では泥炭の分解は少ないと考えられる。さらに、A-9の地下水①は池の流入水や③地点の地下水よりも低濃度であることから、良好な湿地環境により、周辺土壌で脱窒が促進されていると推測できる。この作用

により、A-9は浄化効果が高いと考えられる。A-9についても、地下水①の濃度が池への流入水と比較して低く、これが池の濃度低下率の高さに寄与していると考えられる。

3.4 浄化機能の温度特性の検討

3.4.1 検討の目的

自然の機能を利用した浄化施設の浄化メカニズムとして生物的作用がある。窒素の場合、植物体による取り込み(有機化)、有機物の分解(無機化)、硝化、脱窒などがある。これらは微生物の働きによるものであり、温度が低下すると活性も低下する。本節では、水質浄化池の浄化機能の温度特性について検討する。

3.4.2 調査方法

検討対象は2章で検討したA地区の14施設である。2013年の採水調査時に流入・流出水の水温を計測した。また、池内をメッシュ状に深浅測量を実施して貯水量を求めた。検討の対象とした水質項目はT-N、NO₃-Nである。

3.4.3 結果と考察

全データについて、T-N除去率を算出し、時系列に整理した(図-16)。施設ごとのばらつきは大きいですが、中央値をみると、7月末の3回目調査をピークに、10月以降で除去率が大きく低下していることがわかる。これは、水温の低下により、生物学的な浄化作用が生じにくくなるためと予想される。そこで、除去率が0%以上のデータについて、水温(流入水温と流出水温の平均値)との関係を見ると(図-17)、10°C以下で除去率が低下することが分かる。この温度は既往の文献⁹⁾の値と合致する。

当該施設は、浄化メカニズムに鑑みると一般的に人工湿地(湿地処理)と呼称される水質浄化施設の設計手法を適用できると考えられる。既往の文献では⁹⁾、人工湿地における流入濃度(C_{in})と流出濃度(C_{out})には、以下の関係がみられるとしている。

$$C_{out}/C_{in} = \exp(-K_T \cdot t) \quad (1)$$

$$K_T = K_{20} \times (1.15)^{(T-20)} \quad (2)$$

K_T: T°Cの時の温度依存一次反応速度 [d⁻¹]

K₂₀: 20°Cの時の温度依存一次反応速度 [d⁻¹]

t: 水理学的滞留時間 [d]

そこで、NO₃-Nについて除去率が0%以上のデータを対象としてK_Tを算出した。tは貯水量を流量で割ることで求めた。図-18で水温との関係を見ると、T-N除去率と同様に水温10°C以下でK_Tは低い値を示した。NO₃-Nの除去はおもに脱窒によるため、水温が低下したことで脱窒活性が低下したと考えられる。一方、10°C以上であっても、K_Tが低い場合もみられた。要因として、滞留時間が長い

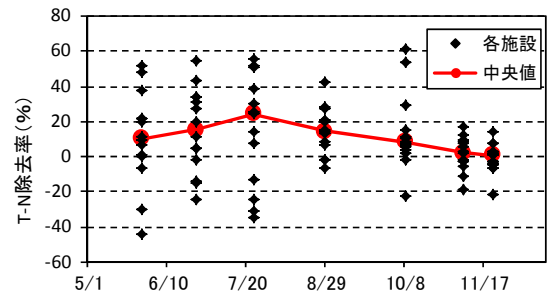


図-16 T-N除去率の推移

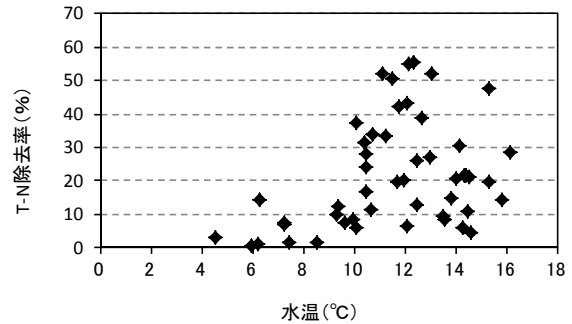


図-17 T-N除去率と水温の関係

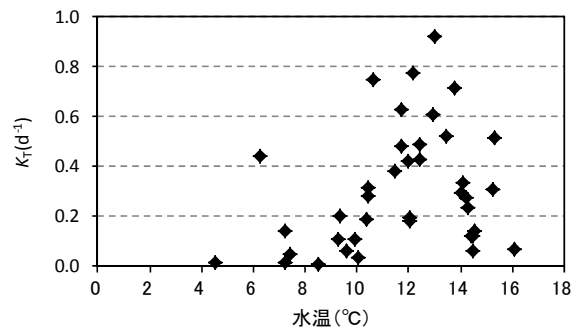


図-18 K_Tと水温の関係(NO₃-N)

こと、流入濃度が低いこと、同一の地域でも立地環境(土壌環境、地下水位等)の違いによりK_Tの特性(すなわち式(2)のK₂₀)が施設ごとに異なる可能性のあることなどが考えられる。

3.5 小括

本章では、水質浄化池の除去率と周辺土壌や周辺地下水水質、水温と浄化機能の関係について検討した。

北海道東部酪農地域の排水路沿いには泥炭土が分布しており、ここに立地する水質浄化池は、地下水位の条件によっては泥炭が分解することで窒素成分が溶出し、窒素の除去率が低くなる可能性のあることが示唆された。また、水温が低下することで除去率が低下することを示した。

以上のように、設置条件によって水質浄化池の浄化機能は異なり、水温変化のため時期によっても除去率が変化することが明らかとなった。しかし、現時点では、国営事業で整備された水質浄化池は、一律に除去率の目標値が設定されている。今後、様々な条件での除去率に関

するデータを蓄積し、整備する施設ごとに適正な除去率が設定可能となるよう検討を進める。

4. 緩衝林帯の生育状況

4.1 目的

国営環境保全型かんがい排水事業において、浄化型排水路の附帯施設として整備されている緩衝林帯が草地と排水路の緩衝域として機能するためには、樹木の生育と適正な土壌物理環境が重要であるが、適切な整備方法や整備後の状況など不明な点が多い。土壌については、整備後の状況として樹木の生育に適切な環境であるか、十分な透水性があるか、これらを確保するにはどのような整備を行うべきか不明である。樹木については、排水路沿いの草地に植樹する際の適正な樹種、植樹方法、管理方法についての情報が不足している。現在も同事業において緩衝林帯の整備が進められていることから、既整備地点で調査を実施し、これらの情報を整理して事業に反映することで適正な林帯の整備や管理が可能となる。

土壌については、排水路沿いの草地に整備された緩衝林帯の調査事例はみあたらない。植樹に関する資料は林業や緑化の分野から多く発信されている¹⁰⁾¹¹⁾。しかし、北海道東部酪農地域の排水路沿いは泥炭土が広く分布しており、これに加え、草地は大型農業機械により土壌が踏圧されているため、これらの一般的な植樹の資料が対象としている植樹場所より生育環境が悪いと考えられる。さらに、当該事業により植樹された樹木は商業利用されることはないので、樹木が十分に生長するまで手間をかけた管理を行うことは困難であることが予想される。このような環境下での植樹後の生育調査は北海道根室振興局の事例¹²⁾があるが、土壌環境等の生育環境と樹木の生

育について総合的に考察した事例はない。

本稿では、国営環境保全型かんがい排水事業で整備された緩衝林帯において土壌の物理環境、樹木の生育状況を調査し、排水路沿いの草地での植樹に適切な樹種や適切な土壌環境・周辺環境について検討した。

4.2 方法

国営環境保全型かんがい排水事業「B地区」と「C地区」で2001～2008年に整備された緩衝林帯において、土壌調査と樹木の生育調査を実施した(表-9)。当地区では、2種類の方法で樹木が植栽されている。1つは一般的な植樹方法で苗木を一定間隔で植樹する方法(以下、ポット苗と記す)である。もう1つは、表面の植生を除去し、表土を10cm耕起した上に砂利(調査区5は試験的にウッドチップやホタテの貝殻も使用)を5cm程度マルチングした直径3mのサークル内に数種類の樹木の苗を植える生態学的混播・混植法(以下、混播法と記す)である。当地区の中から、整備後の年数経過や植栽方法等が生育状況に与える影響を明らかにするため、ポット苗6地点と混播法4地点を調査地点として選定した。

樹木の生育調査は、経年変化を追跡するために1回目調査を2008年(調査区10のみ2009年)、2回目調査を2010年、3回目調査を2012年に実施した。現地調査は、出来高図を基に1地点当たり100本を選定し、樹種判定、生死判定、生育状態確認、樹高測定、獣害の確認等を行った。獣害についてはエゾシカによると判断されるシカ型と、ネズミやウサギ等によると判断されるネズミ型に分類した。シカ型は枝折れ、枝頂部の食痕、樹皮の食痕、角こすり痕などから判断した。ネズミ型は地面付近の樹皮や枝頂部の食痕などから判断した。なお、枯死後の年数経過が進んだものは消失したものが多かったため、生

表-9 調査内容諸元

| 調査区 | 植栽方法 | 施工年 | 生育調査実施年 | | | | 土壌調査 | | | | 周辺環境 | | |
|-------|------|------|---------|------|------|------|------|------|------|-----|------|----|--|
| | | | 第1回 | 第2回 | 第3回 | 浸入能 | | 土壌断面 | | 防風柵 | 道路 | 民家 | |
| | | | | | | 緩衝林帯 | 隣接草地 | 緩衝林帯 | 隣接草地 | | | | |
| 調査区1 | ポット苗 | 2001 | 2008 | 2010 | 2012 | ○ | ○ | ○ | ○ | - | - | - | |
| 調査区2 | ポット苗 | 2002 | 2008 | 2010 | 2012 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | - | |
| 調査区3 | ポット苗 | 2003 | 2008 | 2010 | 2012 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | - | ○ | |
| 調査区4 | ポット苗 | 2004 | 2008 | 2010 | 2012 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | - | ○ | |
| 調査区5 | 混播法 | 2004 | 2008 | 2010 | 2012 | - | - | - | - | ○ | - | - | |
| 調査区6 | ポット苗 | 2005 | 2008 | 2010 | 2012 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | |
| 調査区7 | 混播法 | 2006 | 2008 | 2010 | 2012 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | - | - | |
| 調査区8 | 混播法 | 2006 | 2008 | 2010 | 2012 | ○ | ○ | ○ | - | ○ | - | - | |
| 調査区9 | 混播法 | 2007 | 2008 | 2010 | 2012 | ○ | ○ | ○ | ○ | - | - | - | |
| 調査区10 | ポット苗 | 2008 | 2009 | 2010 | 2012 | ○ | ○ | ○ | ○ | - | - | - | |

土壌調査 ○：実施、-：未実施、周辺環境 ○：有り、-：無し
民家と道路の有無は、民家または一般車両が通行する道路が、調査区に隣接しているかどうかで判断した。

死判定以外の調査は生存樹木を対象に行った。なお、植栽時の樹高について詳細な資料は無いが、整備時の資料や写真を見ると、ポット苗で50～100cm、混播法で50cm未満と考えられる。

土壌調査は、現地にて浸入能調査と土壌断面調査を実施した。浸入能調査は緩衝林帯9地点と隣接する草地9地点でシリンダー法にて実施し、ベーシックインテークレートを求めた。実施時期は1回目の生育調査と同時期である。浸入能調査地点では、深さ50cm程度までの土壌断面調査を実施し、土壌断面の観察、土壌硬度の測定(山中式土壌硬度計)、不攪乱試料と攪乱試料の採取を行った。採取した試料は室内にて土粒子の密度試験(JIS A 1202)、飽和透水試験(変水位法)、保水性試験(JGS 0151)、土の含水比試験(JIS A 1203)に供した。土壌断面調査は2008年から2010年にかけて順次実施した。なお、調査区8は、事前に土壌のpHが低いとの情報を得ていたため、本調査区および比較対象のための数地区についてpH(H₂O)の分析も行った。

4.3 調査区の土壌環境

緩衝林帯での水質浄化の大部分は植物吸収や土壌細菌による作用(脱窒等)、土壌での濾過や吸着等によって行われるとされている¹³⁾。そのため、緩衝林帯で水質浄化機能が発現するには、草地からの流出水が緩衝林帯土壌に浸入・浸透することが重要となる。なお、浸入と浸透はともに土壌の透水性を表す用語であるが、浸入(infiltration)は地表面から土中に水が入る過程を、浸透(percolation)は土中を水が移動する過程を指す¹⁴⁾。

土壌の浸入能調査結果として各調査区のベーシックインテークレートを示す(図-19)。緩衝林帯は草地より大きな値を示す箇所が多く、平均値は緩衝林帯で143mm/h、草地で9mm/hであった。草地は、造成後または草地更新後に長期間耕起せずに利用されるため、大型耕作機械による踏圧で締め固められて浸入能が低下したと考えられ

る。緩衝林帯も草地利用されていた時点では、草地と同程度の浸入能であったと推定されるが、緩衝林帯として整備されて大型耕作機械による踏圧が無くなったことで浸入能が回復したものと考えられる。浸入能の低い草地では降雨時には雨水が土壌に浸入せずに表面流出が発生しやすい。このとき、草地表面の肥料成分等を混濁して排水路に流出するため下流域の水質に影響を与える。つまり、整備された緩衝林帯の浸入能が高いということは、草地からの表面流出水は排水路に流入する前に緩衝林帯の土壌に浸入し、ここで水質浄化される状況にあると考えられる。

土壌断面調査では、緩衝林帯の土壌は調査区8(黒ボク土)以外すべての調査区で泥炭土と分類された。土壌の物理性については、樹木の生育や土壌中の水移動に関連する項目として、各調査区における表層第1層目(およそ地表面から0～20cmの範囲)の土壌硬度、孔隙量(pF<1.8)、飽和透水係数を図-20に示す。

土壌硬度の平均値は緩衝林帯で13mm、草地で17mm(5%水準で有意差有り)となっていた(図-20(a))。土壌硬度は土の緻密さの指標で、値が大きいほど堅密であることを示し、樹木の根の伸張への影響が分かる指標である。緩衝林帯の数値が小さいということは、草地では大型耕作機械による締め固めで堅密となっていたが、草地利用を止めることで、表層土壌が膨軟になったと考えられる。樹木の生育環境への影響として、本地区と類似した樹種を植樹している道路緑化の資料を参考にすると¹¹⁾、緩衝林帯の数値は問題ないが、草地では調査区1、2や図で示していない2層目、3層目で根系の発達に影響のある可能性がある20mm以上を示す場合もあった。

孔隙量(pF<1.8)の平均値は緩衝林帯で11%、草地で8%(5%水準で有意差有り)と差がみられた(図-20(b))。孔隙量(pF<1.8)は、重力水(土中を重力によって速やかに移動する土中水)が移動する粗大孔隙の割合で、大型耕作機械の踏圧で減少すると考えられる。孔隙量(pF<1.8)の適正值について、林地に関する資料がないので、果樹園に関する資料として「北海道施肥ガイド」¹⁵⁾の基準を参考にすると、pF<1.5の孔隙量として15～25%(pF<1.8の孔隙量よりも数ポイント小さい値と想定される)が適切であるとしていた。すなわち、緩衝林帯でも粗孔隙量は不足していることから、降雨後の排水性に劣り、樹木の生育を阻害している状況にあると予想される。

飽和透水係数の平均値は緩衝林帯で 8.9×10^{-4} cm/s、草地で 3.8×10^{-4} cm/s(5%水準で有意差無し)であった(図

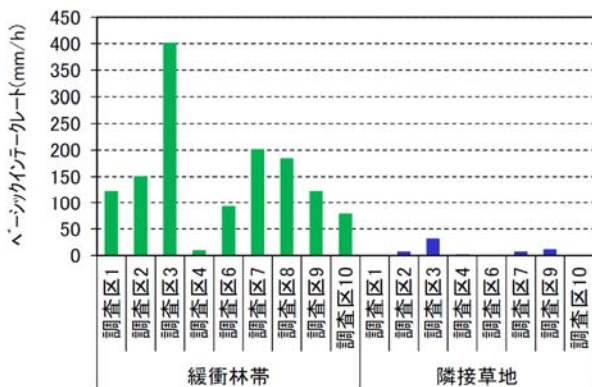


図-19 土壌の浸入能

-20 (c)。飽和透水係数は、先述した土壤の透水性のうち土中の浸透性を表し、草地では大型耕作機械の踏圧による孔隙量(pF<1.8)の減少で低下したと考えられるが、両者に大きな差があるとはいえない。「北海道施肥ガイド」¹⁵⁾の果樹園の基準を参考にすると、ともに10⁻⁴cm/sオーダーと基準内であり、透水性については樹木の生育の観点からは問題無いと考えられる。

最後に、pH(H₂O)の測定結果を示す(表-10)。調査前の予想どおり調査区8は値が低く、強酸性と判断されることから、樹木の生長に影響が出ていることが予想される。

4. 4 樹木の生育状況

4.4.1 樹種ごとの生存率

樹木の生育状況として3回目調査の生存率を樹種別に整理した(図-21)。全樹種平均は51%だが、樹種によって生存率は大きく異なっていることが分かる。植栽本

数が30以上の樹種に絞ってみると、生存率が全体平均より高い樹種は、ノリウツギ、ホザキシモツケ、ヤチダモ、ハルニレ、ニシキギだが、いずれも獣害率は高かった。このなかでノリウツギ、ホザキシモツケ、ニシキギは落葉低木で、地面付近から複数の幹が伸びているため、獣害を受けても木全体は枯死しにくいと考えられる。ヤチダモは成長が早いので、獣害が軽微であれば数年で獣害を受けない樹高に達し、ハルニレは獣害の耐性が高いとされている¹⁶⁾。

生存率が特に低い樹種はミズナラとカツラである。いずれもエゾシカの嗜好性が高いとされている樹種であり⁷⁾、ミズナラは本調査でもシカ型の獣害率が高くなっていた。カツラは3回目調査ではシカ型獣害が少なかったが、調査区データを詳細にみると、2回目調査でシカ型の獣害を受けていた6個体が3回目調査では消失してい

表-10 土壤のpH(H₂O) (全層平均)

| pH(H ₂ O) | |
|----------------------|-----|
| 調査区1 | 5.2 |
| 調査区3 | 6.0 |
| 調査区6 | 5.7 |
| 調査区8 | 3.9 |
| 調査区9 | 5.4 |

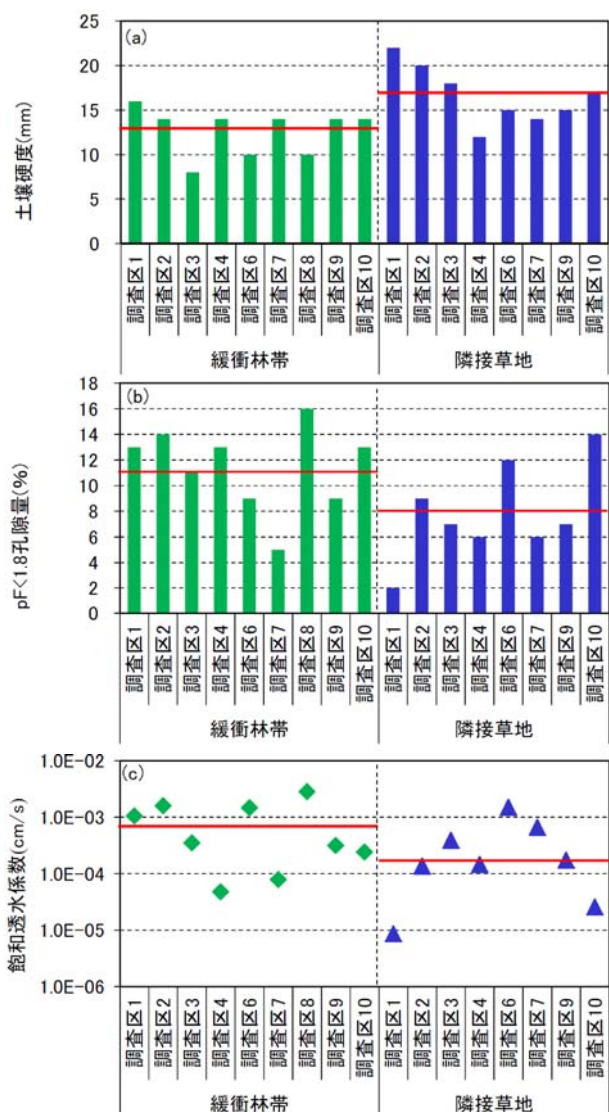


図-20 表層第1層の土壤物理性
(赤線は平均値のライン)

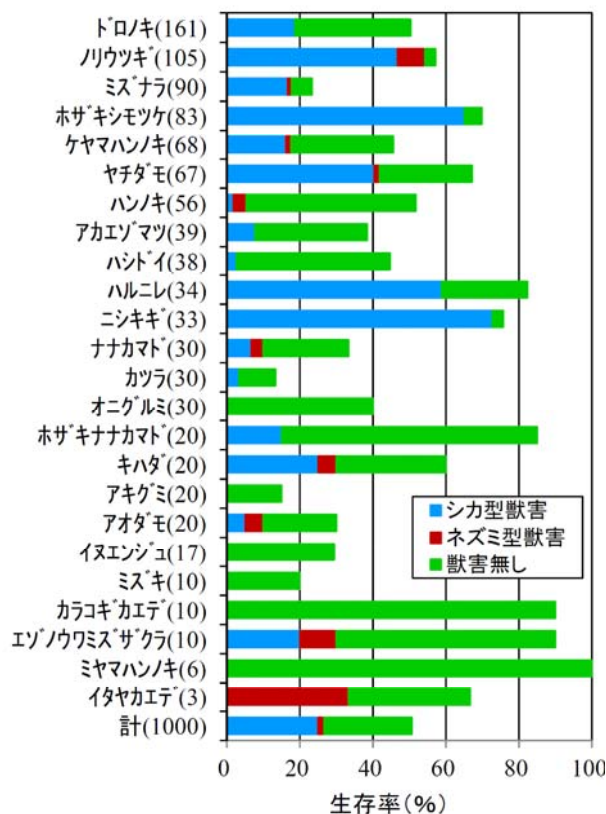


図-21 樹種別の生存率(3回目調査)
(樹種名の後の数字は植栽本数)

たことから獣害は少なくはないと判断される。カツラについては、当地域は北海道立林業試験場（現北海道立総合研究機構林業試験場）の報告¹⁷⁾でも植栽の要注意地と分類されていたことから、植栽は避けた方が良いと考えられる。

植栽本数の少ない樹種では、アキグミ、アオダモ、イヌエンジュ、ミズキの生存率が低くなっていた。アオダモとイヌエンジュは2箇所の調査区で植栽されていて、片方の調査区で全滅していた。これを除くと、生存率はそれぞれ60%、71%と平均以上であった。

4.4.2 調査区ごとの生存率

図-21と同じデータを調査区別に整理した（図-22）。調査地により18~78%とバラツキは大きかった。調査区9は、整備からの経過年数は少ないにも関わらず生存率が低かった。逆に、調査区2や調査区6の林内では、ドロノキが10m以上に成長し、隣り合う他の樹木の枝と触れ合う程度が相当進行していることから、良好な生育のために間伐が必要と判断される。調査区4は、先述した生存率の高い樹種であるノリウツギ、ホザキシモツケ、ニシキギの3種のみが植栽されているため生存率が最も高くなった。

次に、3回の調査における生存率の推移を調査区ごとに示す（図-23）。調査区9、10は他の調査区と比較して生存率が大きく低下していた。ここで、表-9の周辺環境をみると、両地区とも防風柵が設置されておらず、道路や民家も隣接していない。すなわち、寒風害やシカによる獣害を受けやすい環境にあると考えられ、これが生存率の大幅な低下の一要因と考えられる。逆に、生存率の低下が比較的小さいのは、調査区1、2、3、6であった。整備年の古い調査区1、2、3については、樹木が十分に成長し枯死しにくくなっているものと思われる。

る。調査区6については、シカが侵入しにくい環境であり（表-9）、獣害の無いことが（図-22）主要因と考えられる。

植栽方法による違いをみると（図-22）、ポット苗の平均が58%、混播法が48%とポット苗の方が生存率は高いという結果だった。混播法の調査区5、7、9については、1回目調査の時点でポット苗に比べて生存率が低く、2回目と3回目調査における生存率の低下状況はポット苗と同程度であったことから、活着の不良や樹高が高くなる前に、周辺の牧草に阻害されるなど、生育初期の段階での枯死が多かったと予想される。調査区8は、隣接する排水路の路線振り替えにより、元々排水路だった箇所に土を入れて植栽されている。そのため、土壌物理性が良く（図-20）、かつ牧草が生えていないという条件であるため、高い生存率になったと考えられる。

4.4.3 樹高の推移からみた適切な生育環境と樹種

4箇所以上の調査区で植栽されている樹種を対象に、調査区ごとに樹高の推移と3回目調査時点の生存・枯死の個体数を示す（図-24）。この図をみると、順調に生育した場合の成長範囲やその樹種に適した調査区がおおよそ分かる。すなわち、図中のプロットが順調に生育した場合の成長範囲に位置し、かつ生存個体数が多い調査区は生育適地となり、逆に、この範囲から外れた位置にプロットされている、または生存個体数が少ない調査区は生育不適地となる。このような観点から、生育不適地を①生存率が低く（50%未満と定義）生育も不良（例：調査区9のヤチダモ）、②生存率が高いが生育不良（例：調査区1のハルニレ）、③生存率は低いが生存個体の生育は良好（例：調査区7のノリウツギ）の3パターンに分類し、生存率と生育状況が“良好”を加えて樹種ごとに調査区の生育環境を評価した（表-11）。これにより前節で

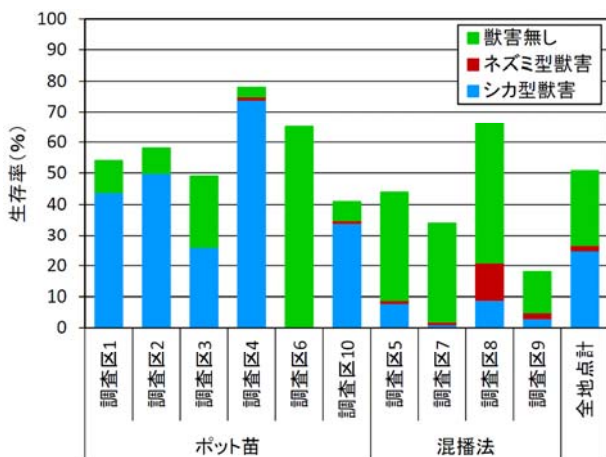


図-22 調査区ごとの生存率（3回目調査）

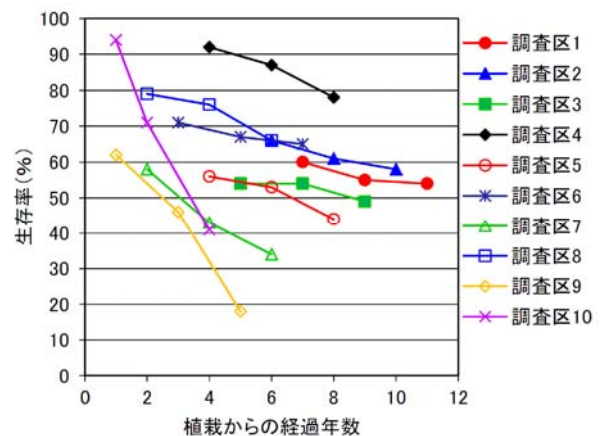


図-23 調査区ごとの生存率の推移

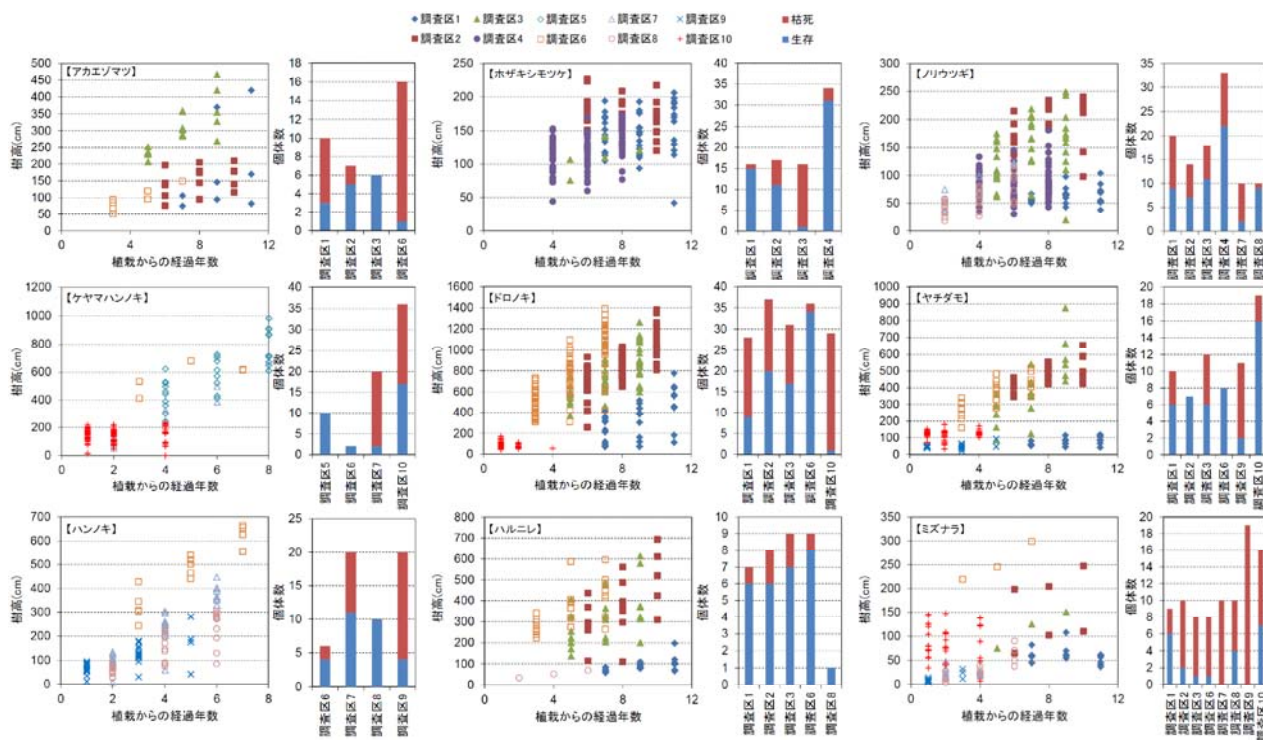


図-24 調査区ごとの樹高の推移と生存本数
(4箇所以上の調査区で植栽されている樹種のみ)

表-11 代表的な樹種を対象とした調査区ごとの生育環境一覧

| | 調査区1 | 調査区2 | 調査区3 | 調査区4 | 調査区5 | 調査区6 | 調査区7 | 調査区8 | 調査区9 | 調査区10 |
|---------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|
| アカエゾマツ | ① | ② | 良好 | — | — | ① | — | — | — | — |
| ケヤマハンノキ | — | — | — | — | 良好 | 良好 | ③ | — | — | ① |
| ハンノキ | — | — | — | — | — | 良好 | 良好 | ② | ① | — |
| ホザキシモツケ | 良好 | 良好 | ③ | 良好 | — | — | — | — | — | — |
| ドロノキ | ① | 良好 | 良好 | — | — | 良好 | — | — | — | ① |
| ハルニレ | ② | 良好 | 良好 | — | — | 良好 | — | ② | — | — |
| ノリウツギ | ① | 良好 | 良好 | ② | — | — | ③ | ② | — | — |
| ヤチダモ | ② | 良好 | 良好 | — | — | 良好 | — | — | ① | ② |
| ミズナラ | ② | ③ | ③ | — | — | ③ | ① | ① | ① | ① |
| 総合判定 | 不可 | 優 | 優 | — | — | 優 | 可 | 不可 | 不可 | 不可 |

①: 生存率が低く生育不良、②: 生存率は高いが生育不良、③: 生存率は低いが生存個体の生育良好。

総合判定は3種類以上の樹種がある場合に記載。良好が3つ以上で優、良好が0は不可、これ以外は内容から判断した。

生存率の低下が大きいことを指摘した調査区9、10に加え、調査区1、8でも生育環境の悪いことが明らかとなった。調査区1は、生存率の低い樹種が多だけでなく、生存しているも生育不良の樹種が多かった。調査区8は、生存率は高いものの、他の調査区に比べて成長不良の樹種が多かった。調査区1は、調査区9、10と同様に防風柵が無いことから、寒風害や獣害を受けやすいことが考えられる。また、緩衝林帯の土壤に問題は無かったが、隣接草地の土壤は堅く排水不良が疑われる透水性だったことから、緩衝林帯側でも部分的に水が溜まりやすい状況にあることが予想される。よって、これらを解消するには、排水溝や獣害対策を兼ねた防風柵の設置が有効と

考えられる。調査区8の成長不良要因は表-10に示したように強酸性土壤と考えられ、アルカリ資材による中和が必要と考えられる。調査区8のように土壤を現況から大幅に改変した場合は、植樹前に土壤条件を調査し、問題があれば事前に対処することが望ましい。

樹種についてみると、ミズナラはすべての調査区で生育不良となっており、4.4.1で獣害の多さを指摘したが、獣害の全くない調査区6でも生存率が低いことから、土壤条件や水分条件が影響していると予想される。よって、植樹する樹種として避けるか、土壤条件や排水条件を改善した上での植樹が必要と考えられる。アカエゾマツは植樹される樹木として一般的であるが、他の樹種の生育

が良好な調査区2、6でも生育不良であることから、植樹する樹種として避けた方が良いと判断される。ノリウツギも生育不良の調査区が多いが、獣害に強く、湿地に適していることから¹⁸⁾、問題は無いと考えられる。これら以外の樹種については、北海道東部酪農地域で排水路沿いの草地に植樹する樹木として適していると考えられる。

4. 5 小括

国営環境保全型かんがい排水事業において整備された緩衝林帯について、土壤環境や樹木の生育状況を評価した。樹木の生存率、獣害の状況などを樹種、土壤環境、緩衝林帯の周辺環境等と関連付けることにより生育阻害要因を検討し、草地利用されていた排水路沿いに植樹するのに適切な樹種や適切な土壤環境・周辺環境を明らかにした。本稿の調査地点の土壤は大部分が泥炭土に分類される。北海道東部酪農地域の排水路沿いには泥炭土が広く分布していることから、本稿の結果は、同様な条件地での緩衝林帯造成の参考になると考えられる。

5. まとめ

本課題では、既整備の水質対策工（緩衝林帯・水質浄化池）の機能モニタリングと評価を継続して実施し、長期的な視点に立った機能評価を行い、平成26年度までに以下の成果を得た。

(1) 水質浄化池では、流入・流出部の水質調査により浄化機能を評価した。池への土砂の堆積は徐々に進行しているが、大部分の施設で浄化機能に大きな変化の無いことを平水時の調査により確認した。また、浄化メカニズムの検討から、水質浄化池の浄化機能（除去率）は設置条件によって異なり、水温変化のため時期によっても変化することを明らかにした。

(2) 緩衝林帯では、整備から4～11年経過した時点での林帯における樹木の生育状況調査を行い、樹木の生存率・獣害率と樹種・土壤の理化学性・緩衝林帯の立地条件の関係から樹木の生育阻害要因を明らかにした。この結果より、北海道東部の酪農地域において排水路沿いに緩衝林帯を整備するときの適正な樹種、土壤環境、望ましい周辺条件を示した。

参考文献

- 1) 本橋敬之助(2001)：水質浄化マニュアル、海文堂
- 2) 河川環境管理財団(2007)：植生浄化施設計画の技術資料[2007年版]、(財)河川環境管理財団、p. II-19.
- 3) 金田敏和、斎藤大作、小柳和彰：浄化型排水路の機能調査について(第3報)、第49回北海道開発局技術研究発表会、2006
- 4) 町田美佳：浄化型排水路の水質浄化機能について、農業土木北海道29、pp. 41-44、2006
- 5) 羽生哲也、相澤俊也、町田美佳：別海地区における浄化型排水路の水質浄化機能、水土の知、76(6)、pp. 34-35、2008
- 6) 北海道農業試験場編：北海道土壤図 農牧地および農牧適地、1985、北農会
- 7) 谷昌幸、近藤錬三、筒木潔：泥炭地水中の溶存有機物と溶存鉄との相互作用、日本土壤肥料学会誌、72(3)、pp. 348-355、2001
- 8) 沢野伸浩ら訳(1997)：下水処理のためのナチュラルシステム、中技術士事務所、p. 216.
- 9) 石崎勝義・楠田哲也監訳(2001)：自然システムを利用した水質浄化、技報堂出版、173-286.
- 10) 北海道立林業試験場：広葉樹林育成マニュアル、北海道林業改良普及協会、2000
- 11) (独) 土木研究所寒地土木研究所地域景観ユニット：北海道の道路緑化に関する技術資料(案)、(独) 土木研究所寒地土木研究所、p. 3-5、2011
- 12) 根室振興局森林室：平成22年度河畔林造成試験林(第2回報告)、北海道根室振興局、2011
- 13) Seth Wenger：A Review of the Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation, Office of Public Service & Outreach Institute of Ecology University of Georgia, 1999
- 14) 土壤物理学会編：土壤物理用語辞典、養賢堂、p. 58、2002
- 15) 北海道農政部：北海道施肥ガイド、北海道、p. 106、2002
- 16) 北海道立総合研究機構森林研究本部林業試験場森林資源保護グループ：地域特性に応じた獣害対策の手引き、北海道立総合研究機構森林研究本部林業試験場、p. 10、2011
- 17) 佐藤孝夫：北海道における緑化樹の地域適応性、北海道林業試験場報告、第41号、pp. 33-34、2004
- 18) 鮫島惇一郎・辻井達一：北海道の樹、北海道大学図書刊行会、p. 58、1979

A STUDY ON THE MAINTENANCE OF LONG-TERM FUNCTIONALITY IN WATER POLLUTION CONTROL FACILITIES

Budgeted : Grants for operating expenses General account

Research Period : FY2011-2015

Research Team : Irrigation and Drainage Facilities
Research Team and Director for Cold-Region
Technology_Development_Coordination
(Cold-Region Technology Promotion Division)

Author : NAKAMURA Kazumasa, UNOKI Keiji,
TAKASUKA Toshiyuki, SAKAI Miki,
KONDOU Haruyoshi and OOTA Hideharu

Abstract : In large dairy farming areas in eastern Hokkaido, water pollution control facilities have been developed that harness the power of nature. Nevertheless, the long-term sustainability of these facilities' effects has not been fully clarified. In this study, we are conducting routine monitoring of existing water pollution control facilities (forest buffer zones and water purification ponds) towards long-term evaluation of changes in their effects. Based on this evaluation, we will look into methods for planning, designing and maintaining those facilities toward achieving sustainable nature-based water purification. As of FY 2014, the following results were obtained:

(1) We evaluated the degree to which water purification ponds fulfilled their water purification function by surveying the quality of outflowing and inflowing water. Although siltation has gradually been taking place, we confirmed by surveying the normal stage of water that currently little change is observed in the degree to which the purification function of most ponds is fulfilled. We also evaluated the degree to which water purification ponds fulfill their purification function at the time of floods by sampling water using an automatic water sampler during rainfall and snowfall.

(2) In forest buffer zones with trees of between 4 and 11 years old, we surveyed the growth of those trees, and we clarified factors that hinder tree growth by determining how the survival rate and animal damage rate of trees are associated with tree species, the physico-chemical properties of soil and the locational factors of forest buffer zones. The results showed what tree species are suitable for planting, what soil environment is suitable for tree growth and what conditions of the surrounding area are desirable when forest buffer zones are established along drainage canals in dairy farming areas of eastern Hokkaido.

Key words : water purification pond, forest buffer zone, operation and maintenance