

北海道根釧地方における土地利用の変化と酪農生産システムが
河川流域の物質動態と野生生物および水産業に与える影響

The influence of Changes in Land Use and Dairy Production System on Substance Dynamics in
River Basin and Wildlife and Fishery Industry in Hokkaido Konsen-region

主査 国立大学法人 横浜国立大学大学院 環境情報学府 教授 松田裕之
佐々木章晴 (Akiharu SASAKI)

目 次

1. 序文

- 1. 1. 北海道根釧地方の概要
- 1. 2. 北海道根釧地方の風土
- 1. 3. 北海道根釧地方の産業
- 1. 4. 本研究の目的
 - 1. 4. 1. 北海道根釧地方において発生している問題点
 - 1. 4. 2. 本研究の目的と論文の構成
- 1. 5. 参考文献

2. 根釧地方の自然環境の現状

- 2. 1. はじめに
- 2. 2. 材料と方法
 - 2. 2. 1. 根釧地方における土地利用の変遷
 - 2. 2. 2. 根釧地方西別川におけるバイカモの現状
 - 2. 2. 3. 根釧地方西別川・当幌川における河川水質の現状
 - 2. 2. 4. 根釧地方西別川・当幌川における流域草地土壌の現状
- 2. 3. 結果
 - 2. 3. 1. 根釧地方における土地利用の変遷
 - 2. 3. 2. 根釧地方西別川におけるバイカモの現状
 - 2. 3. 3. 根釧地方西別川・当幌川における河川水質の現状
 - 2. 3. 4. 河川水質の相互関係
 - 2. 3. 5. 流域の土地利用と河川水質との相互関係
 - 2. 3. 6. 流域への人為的物質投入と河川水質との相互関係
 - 2. 3. 7. 流域草地土壌と河川水質との相互関係
- 2. 4. 考察
 - 2. 4. 1. 自然環境に関する考察

2. 4. 2. 河川水質に関する考察

2. 5. 参考文献

3. 根釧地方における酪農生産構造の現状

3. 1. はじめに

3. 2. 材料と方法

3. 2. 1. 酪農生産構造と窒素動態

3. 2. 2. 酪農生産構造と草地との関連

3. 3. 結果

3. 3. 1. 酪農生産構造と窒素動態

3. 3. 2. 酪農生産構造と草地との関連

3. 4. 考察

3. 4. 1. 酪農生産構造と物質循環の関連

3. 4. 2. 酪農生産構造と乳生産性

3. 4. 3. 酪農生産構造と草地との関連

3. 5. 参考文献

4. アルミニウムと草地および水生生物との関連

4. 1. はじめに

4. 2. 材料と方法

4. 2. 1. 土壌への窒素肥料添加によるアルミニウム存在形態の変化

4. 2. 2. アルミニウム添加によるチモシー幼苗への影響

4. 2. 3. アルミニウム添加による土壌枯草菌への影響

4. 2. 4. アルミニウム添加とバイカモ生育への影響

4. 3. 結果

4. 3. 1. 土壌への窒素肥料添加によるアルミニウム存在形態の変化

4. 3. 2. アルミニウム添加によるチモシー幼苗への影響

4. 3. 3. アルミニウム添加による土壌枯草菌への影響

4. 3. 4. アルミニウム添加とバイカモ生育への影響

4. 3. 5. 河川水中のアルミニウム濃度の実情

4. 4. 考察

4. 5. 参考文献

5. 管理目標と根室経済

5. 1. はじめに

5. 2. 材料と方法

- 5. 2. 1. 使用したデータ
- 5. 2. 2. 解析方法
- 5. 3. 結果
 - 5. 3. 1. 管理目標値の推定と乳生産性および土地利用と草地土壌
 - 5. 3. 2. 乳生産性と根室経済の関連
- 5. 4. 考察
 - 5. 4. 1. 管理目標値の設定
 - 5. 4. 2. 管理目標値と土地利用
 - 5. 4. 3. 管理目標値と流域への物質投入
 - 5. 4. 4. 管理目標値と流域草地土壌
 - 5. 4. 5. 管理目標値と根室経済の関連
 - 5. 4. 6. 管理目標値と水産業との関連
- 6. 継続的な管理目標値の設定と行動の実施
 - 6. 1. はじめに
 - 6. 2. 材料と方法
 - 6. 2. 1. 指標種としてのバイカモ
 - 6. 2. 2. 河川水質調査の簡易化
 - 6. 2. 3. 草地土壌調査の簡易化
 - 6. 3. 結果
 - 6. 2. 1. バイカモの存在による流域土地利用の推定
 - 6. 2. 2. 河川水中電気伝導度, 硝酸態窒素, カリウムそれぞれによる河川水質評価
 - 6. 2. 3. 草地土壌における草地植生と河川水質にかかわる重点項目
 - 6. 2. 4. 炎光光度法と公定法の比較
 - 6. 4. 考察
 - 6. 4. 1. 河川水質と流域土地利用におけるバイカモ指標化
 - 6. 4. 2. 河川水中カリウムによる河川水質評価
 - 6. 4. 3. 草地土壌中交換性カルシウムによる草地植生および河川への影響評価
 - 6. 4. 4. 炎光光度法による河川水質および草地土壌の評価
 - 6. 4. 5. 管理目標値の設定と行動の選択肢
 - 6. 5. 参考文献
- 7. 総括
 - 7. 1. 総合討論
 - 7. 2. 参考文献

8. 謝辭

1. 序章

1. 1. 北海道根釧地方の概要

北海道東部に位置する根釧地方は、おおよそ北緯 43° から 44° の間に位置し、北を知床火山列、東を根室海峡、南を太平洋、西を白糠丘陵に囲まれている。千島寒流と日本海流の合流地点に近いため夏季は海霧に覆われることも多く、冷涼な気候である。降水量は 1000mm 程度であり夏期に多い。このように根釧地方は冷涼で夏雨型の気候である。地質としては摩周・雌阿寒火山由来の第四紀層である火砕流堆積物と火山灰に広く覆われており、河川周辺や沿岸低地には湿原が発達している。地形は一般に平坦又は段丘状、波状であり、沿岸部には内湾や海跡湖が見られる（北海道自然保護協会 1987）。摩周湖伏流水を源流に持つ西別川をはじめとして根釧地方の各河川は、低温湧水が豊富である（北海道中央農業試験場 1970、北海道開発局釧路開発建設部農業開発課 1996、北海道立地下資源調査所 1980）。冷涼な気候であることから、日本でも貴重な北方圏の自然・野生生物が残存している土地である（阿部ら 2006、栗野ら 1994、別海町百年史編纂委員会 1976）。

根釧地方は明治以来、開拓の歴史を持ち、現在では日本有数の酪農地帯となっている。明治 30 年代の殖民地画解放によって本格的な開拓民の移住と開拓が始まり、雑穀、馬鈴薯、甜菜の生産が行われた。しかし、1930 年代の大冷害により畑作は壊滅的な打撃を受け、酪農地帯への転換が模索された（山宮 2007）。

第 2 次大戦後の 1950 年代より、パイロットファーム計画、それに続く 1970 年代からの新酪農村開発事業、構造改善事業が実施された。これらの事業により、現在根室地方は酪農戸数約 1500 戸、乳牛飼養頭数約 169,000 頭、年間乳生産量 732,000t、の一大酪農地帯となっている（北海道農政事務所 2007）。

その一方、低温湧水が得られる河川が多いことからサケマス増殖業が盛んであり、また沿岸部の海跡湖や内湾ではホッカイベンなどの沿岸漁業も盛んである。

しかしながら、特に第二次世界大戦後の草地開発事業により、根釧地方の森林・原野・湿原は縮小の一途をたどり、現在では、沿岸部の防霧林を除けば、草地の辺縁部や河川周辺に残存する形となった。草地開発は、自然環境や水産業に少なからぬ影響を与えてきたとされる（山田・中村 2003、油津 2001）。

根釧地方の気候風土および自然環境の実態を把握した上で、どのような産業展開が行われてきたかを明らかにする必要がある。また、戦後の酪農開発が根釧地方の植生、河川、水産業、野生生物にどのような影響を与えているか実態を把握する必要がある。その実態を踏まえ、問題点を整理し、酪農と自然環境・水産業との共存の道筋を明らかにすることが求められている。

1. 2. 北海道根釧地方の風土

根釧地方の地質は、造盆構造を持ち、中生代白亜紀層中の根室層群が最下層を形成している。その上に屈斜路火山由来の第 3 紀層の火山灰が堆積し、最上層には摩周火山・雌阿寒火

山由来の第4紀層火山灰・テフラが堆積している(別海町史 1978, 北海道立地下資源調査所 1980)。このため根釧地方の土壌は火山性土壌が大部分であり, 地下1mには火山礫が存在する場合が多い。河川周辺には泥炭土や沖積土も見られる(北海道中央農業試験場 1970, 北海道開発局釧路開発建設部農業開発課, 別海町百年史編集委員会 1976)。

根釧地方の基本地形は「湿原・河川－河畔林－台地状林地(または草地)－河畔林－湿原・河川」となっており, 河畔林から河川にかけて段丘状になっている(北海道中央農業試験場 1970, 北海道開発局釧路開発建設部農業開発課 1996, 北海道立地下資源調査所 1980, 環境庁自然保護局計画課自然環境調査室 1997)。台地状林地はカシワ, ミズナラ, シラカンバを主体とし, 河畔林はヤチダモ, ニレ, ハンノキを主体とする(1981中標津)(フィールドガイド根室制作委員会 1976)(栗野 1994)。また, 根釧地方の各河川は西から東へ流下しており, 台地内に網目状に支流が分布している。

川湯・弟子屈・上標津・中標津・標津・別海各地点(気象庁アメダス)の2010年から2016年の月間平均降水量は, 1-3月が50mm以下, 4-7月が100mm程度, 8月が200mmから250mm, 9月が150mm程度, 10月-12月が120mmから100mm程度となり, 夏雨型の降水パターンを示した(Fig. 1-1)。

月間平均気温は, 1月が最低気温を示し, 12月から3月までは零下となった。月間平均気温の最高は8月であり19℃程度であった(Fig. 1-2)。

最暖月の平均気温が10℃以上であることから, 川湯・弟子屈・上標津・中標津・標津・別海各地点の2010年から2016年の年間平均気温をもとにして, ケッペンの乾燥限界を算出した(Table 1-1)(Köppen 1931)。ケッペンによる乾燥限界は, いずれも379.1mmから403.6mmとなった。ケッペンによる乾燥限界よりも年間降水量は1014.9mmから1334.4mmと大きく上回り, 当地方の極相は森林であると考えられる。最寒月の最低気温が-38℃を下回ることにはなかったことから, ケッペンの気候分類ではDfb, 湿潤大陸性気候・大陸性混合林気候と考えられる。

一方, 河畔林と台地上の森林との標高差は20m程度あること, 地表から地下1mには火山礫層が存在することが多いことから, 台地上の森林地帯は河畔林に比べて土壌が乾燥することが予想される。実際に河畔林は水分要求量が多いニレが多く(Fig. 1-3), 台地上には乾燥に耐えるカシワが多く分布する(Fig. 1-4)(森林土壌研究会 1993)。現在草地開発が行われた土地は, 台地上の森林地帯であったことが多い。草地は森林よりも水分要求量は小さいと考えられることから, 河畔林よりも台地上の森林を草地開発したことにより, より少ない人為的攪乱によって草地を維持できる可能性が考えられた。

西別川の水温を2010年から2015年の間に, 上流(標茶町虹別地区ふ化場), 中流(別海町西春別地区高見橋), 下流(別海町別海地区新生橋)にて11回測定した結果をTable 1-2に示した。西別川下流の河川水温は, 4-5月は10.8℃, 6-8月は14.4℃, 9-10月は12.1℃となり, 6-8月の夏期に水溫が上昇していた。西別川中流の河川水溫も, 4-5月は9.7℃, 6-8月は12.1℃, 9-10月は9.7℃となり, 6-8月の夏期に水溫が上昇していた。一方, 西

別川上流の河川水温は、4-5月は8.8℃、6-8月は9.1℃、9-10月は10.0℃となり、年間を通して10℃以下である可能性が示された。西別川上流の標茶町虹別地区では摩周湖の伏流水が源流と考えられており(虹別コロカムイの会 2016)、このことが低温湧水主体の源流になっていると考えられる。この地区にはサケふ化場およびマスふ化場が存在しており、この低温湧水はサケマス増殖業にとって重要な存在であると考えられる。

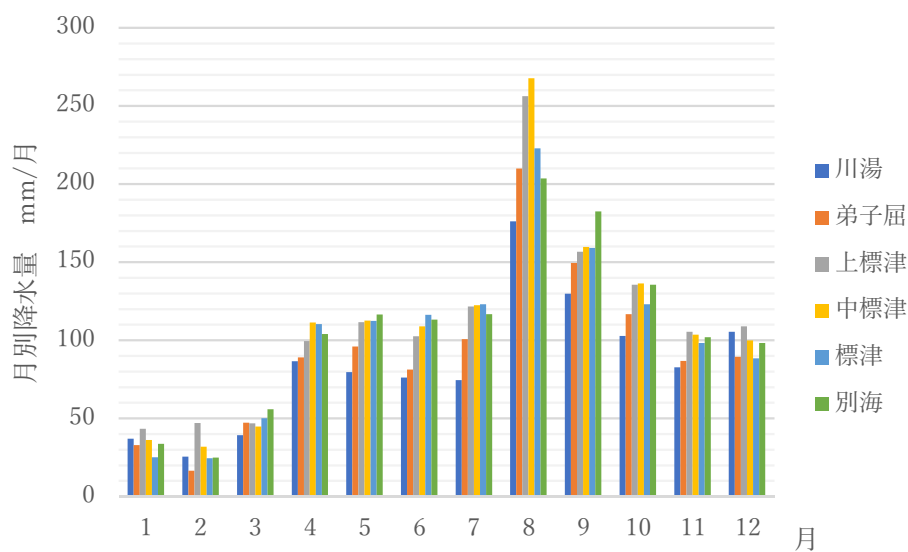


Fig. 1-1 川湯・弟子屈・上標津・中標津・標津・別海各地点の2010年から2016年までの月間降水量(気象庁 AMeDAS)

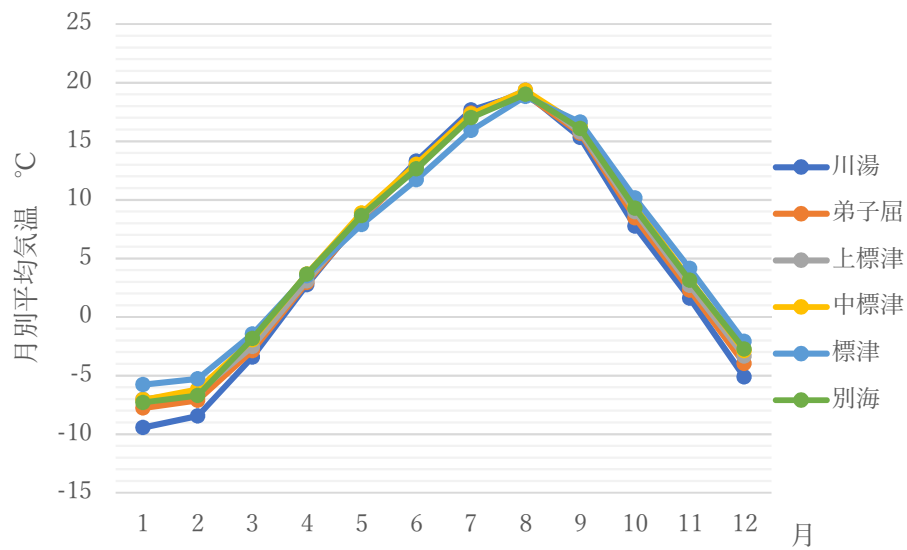


Fig. 1-2 川湯・弟子屈・上標津・中標津・標津・別海各地点の
2010年から2016年までの月間平均気温（気象庁 AMeDAS）

Table 1-1 年間降水量・ケッペンによる乾燥限界・年間平均気温・4-10月平均気温の比較

	年間降水量	乾燥限界	年間平均気温	4-10月平均気温
	mm/年	mm/年	°C	°C
川湯	1014.9	379.1	5.0	12.0
弟子屈	1115.1	388.7	5.4	12.1
上標津	1334.3	395.3	5.8	12.3
中標津	1334.4	401.9	6.1	12.6
標津	1252.3	403.6	6.2	12.1
別海	1285.7	398.1	5.9	12.3

乾燥限界の算出式： $r = 20(t+14)$ r:乾燥限界mm t:年間平均気温°C



Fig. 1-3 河畔林（当幌川・別海町と中標津町境界）の状況



Fig. 1-4 台地上の森林の状況（当幌川・中標津町）

Table 1-2 サケマス増殖河川の水温（2010-2015年の平均値）

	4-5 月	6-8 月	9-10 月
西別川上流	8.8	9.1	10.0
西別川中流	9.7	12.1	9.7
西別川下流	10.8	14.4	12.1

1. 3. 北海道根釧地方の産業

根室振興局管内の13部門別生産額は、平成23年度北海道産業連関表を参考にした(北海道開発局2011)。根室農業の概要は、平成27年根室の農業資料編を参考にした(北海道根室振興局2015)。耕地面積別経営体数および乳用牛飼養規模別戸数は、平成19年度農林水産統計を参考にした(農林水産省2007, 北海道農政事務所2007), 北海道の牛乳生産量の推移は、平成24年牛乳生産統計を参考にした(農林水産省2012)。魚種別生産高および生産額, 北海道内の総合振興局・振興局別のサケマス生産数量割合・生産額割合は、第121回北海道統計書を参考にした(北海道2014)。

根室振興局管内における域内生産額は、製造業が309,792百万円と全体の37.5%を占めた。またサービス業が130,408百万円と全体の15.8%, 建設業が88,983百万円を占めた。一方, 農業は81,025百万円と全体の9.8%, 漁業は20,760百万円と全体の2.5%であった。農業および漁業に比べ製造業の生産額は大きくなっていった(Table 1-3)。

しかし、各産業部門から製造業へ与える中間投入では、漁業が52,387百万円と全体の16.9%, 農業が51,743百万円と全体の16.7%, 商業が45,389百万円と全体の14.7%であり、漁業と農業は全体の33.6%と突出している。このため根室振興局管内の製造業は、農業および漁業生産物に依存しており、当管内の基礎産業は農業および漁業であると考えられる(Table 1-4)。

根室農業は耕地面積110,600haのうち草地面積が108,800haであり、農業従事者数は4,319人、乳牛頭数は183,559頭、生乳生産量は841,189tと、草地酪農が主体である(Table 1-5)。

経営耕地面積規模別経営体数を確認すると、50ha以上100ha以下の経営耕地面積を持つ経営体は59.4%, 100ha以上の経営耕地面積を持つ経営体は16.8%である。また、乳用牛飼養規模別戸数も50頭以上使用している経営体が78.7%であり、中規模から大規模な経営体が過半数を占めている(Table 1-6, 1-7)。

最暖月である8月でも平均気温が19℃と冷涼であること、またほぼ全域がテフラ上の火山性土であること、地形が河川を横断的に見た場合段丘状または波状でありそれらの透水性が比較的良好と考えられる台地上が草地として開発されていることから、根室振興局管内では大規模に酪農を展開することが可能であったと考えられる。

漁業は総漁獲数量152,436t, 総漁獲高56,509,076千円である。サケマスの漁獲数量は26,170tで全体に占める割合は17.2%, サケマスの漁獲高は15,205,739千円で全体に占める割合は26.9%と、サケマスが漁獲数量及び漁獲高に占める割合は大きく(Table 1-8), 根室振興局管内の漁業生産にとってサケマスは重要な位置を占めている。

サケマス増殖にとって水温10℃以下の低温湧水の存在が不可欠である。特に西別川上流の標茶町虹別地区は年間を通して10℃以下の水温が維持されており、サケマス増殖が大規模に可能になったと考えられ(野川2010), そのことが根室振興局内の漁獲数量, 漁獲高に占めるサケマスの割合が大きい要因であると考えられる(清水1984)。

北海道根釧地方は、夏期冷涼であるとともに土壌透水性が比較的大きいテフラを下層に持つ火山性土壌に広く覆われている。このため特に台地上に草地開発が大規模に行われ、草地酪農地帯となっている。一方、河川源流部には低温湧水が存在しており、このことがサケマスを中心とする漁業が展開されている要因と考えられる。

Table 1-3 根室振興局管内における13部門生産額および生産額の割合

	農 業	林 業	漁 業	鉱 業	製 造 業	建 設 業	電力・ガス ・水道	商 業	金融・保険 ・不動産	運輸・通信 ・放送	公 務	サービス業	分類不明
域内生産額(百万円)	81,025	1,633	20,760	5,844	309,792	88,983	10,202	48,963	43,210	47,772	29,478	130,408	7,277
生産額の割合 %	9.8	0.2	2.5	0.7	37.5	10.8	1.2	5.9	5.2	5.8	3.6	15.8	0.9

Table 1-4 根室振興局管内における各産業部門から製造業部門に与える中間投入

	農 業	林 業	漁 業	鉱 業	製 造 業	建 設 業	電力・ガス ・水道	商 業	金融・保険 ・不動産	運輸・通信 ・放送	公 務	サービス業	分類不明
域内中間投入(百万円)	51,743	4,766	52,387	2,602	108,760	1,418	9,195	45,389	5,415	9,068	0	18,180	869
生産額の割合 %	16.7	1.5	16.9	0.8	35.1	0.5	3.0	14.7	1.7	2.9	0.0	5.9	0.3

Table 1-5 根室農業の概要 (2010)

総土地面積	ha	850,037
耕地面積	ha	110,600
草地面積	ha	108,800
単収 (現物)	kg/ha	37,500
農家戸数	戸	1,479
酪農家戸数	戸	1,406
農業従事者数	人	4,319
乳牛頭数	頭	183,559
生乳生産量	t	841,189
乳牛飼養密度	頭/ha	1.7

Table1-6 経営耕地面積規模別経営体数（根室振興局管内：2012年）

	経営体数	全経営体数に占める割合
	戸	%
経営耕地なし	62	4.2
0.3ha 未満	1	0.1
0.3 ～ 0.5	-	-
0.5 ～ 1.0	1	0.1
1.0 ～ 1.5	6	0.4
1.5 ～ 2.0	1	0.1
2.0 ～ 3.0	5	0.3
3.0 ～ 5.0	10	0.7
5.0 ～ 10.0	29	2.0
10.0 ～ 20.0	38	2.6
20.0 ～ 30.0	24	1.6
30.0 ～ 50.0	174	11.8
50.0 ～ 100.0	875	59.4
100.0ha 以上	247	16.8

Table 1-7 乳用牛飼養規模別戸数（2005年）

	飼養戸数	全飼養戸数における割合
	戸	%
1 - 9頭	17	1.2
10 - 19頭	17	1.2
20 - 29頭	43	2.9
30 - 49頭	237	16.1
50頭以上	1162	78.7

Table 1-8 根室振興局管内の漁獲数量および漁獲高（2014年）

	漁獲数量		漁獲高	
	t	割合%	千円	割合%
サケ・マス	26,170	17.2	15,205,739	26.9
サンマ	45,765	30.0	10,371,864	18.4
ホタテ貝	32,584	21.4	12,489,210	22.1
その他	47,917	31.4	18,442,263	32.6

1. 4. 本研究の目的

1. 4. 1. 北海道根釧地方において発生している問題点

明治末期からの開拓政策および第二次世界大戦後の酪農開発事業によって、北海道根釧地方は広大な森林地帯から草地酪農地帯へと大きく変化した。また 1970 年代以降、牛乳生産量の増大のために化学肥料と輸入穀物飼料の消費量が増大し、根釧地方への物質の移入が増大した。

これらのことは、河川流域環境を大きく変化させ、水質も変化させたことが指摘されている(小川 2000, 佐々木 2009, 佐々木 2016)。根釧地方の河川の多くはサケマス増殖河川であり、サケマス定置網の漁獲高は年々減少傾向にある (Fig. 1-5)。また、下流に半閉鎖海域でありホッカイシマエビの漁場である野付湾なども存在することから、水産業への影響も指摘されてきており(宮越ら 2008、野川 2010、北海道区水産研究所さけます資源部 2015)、酪農による自然環境および水産業への負の影響を軽減する必要性が指摘されている(阿部ら 2006、栗野 1994、藤岡ら 2002、藤巻 1980、藤巻 1984、藤巻 1989、藤巻 1994、日野 2002、山岸ら 2002、山田ら 2003、油津 2001)。しかしながら、酪農生産構造および河川流域の土地利用と河川水質への影響、水産業への影響、野生生物への影響は未解明な部分が多いのが現状である。

そこで、2 級河川でありサケマス増殖河川である西別川流域を中心として、根釧地方の風土と産業の展開についてまず明らかにする。次に、開発前後の土地利用の変化を把握するとともに、現在の酪農生産構造の現状を明らかにする。さらにこれらが自然環境や水産業にどのような影響を与えたのか、またそのメカニズムについて明らかにする。その上で、水産業が成立可能でありかつ自然環境への負の影響をできる限り軽減するための目標値を推定し、それを管理目標値として提言する。そしてその管理目標値を実現する土地利用および酪農生産構造を明らかにし、その場合の根室経済の変化を推定する。さらに、継続的に管理目標値を維持するための管理手法についても提言する。これらのことから、野生生物・水産業と酪農が共存できる流域全体の経済も含めた構造を提言することを本論文の目的とする。

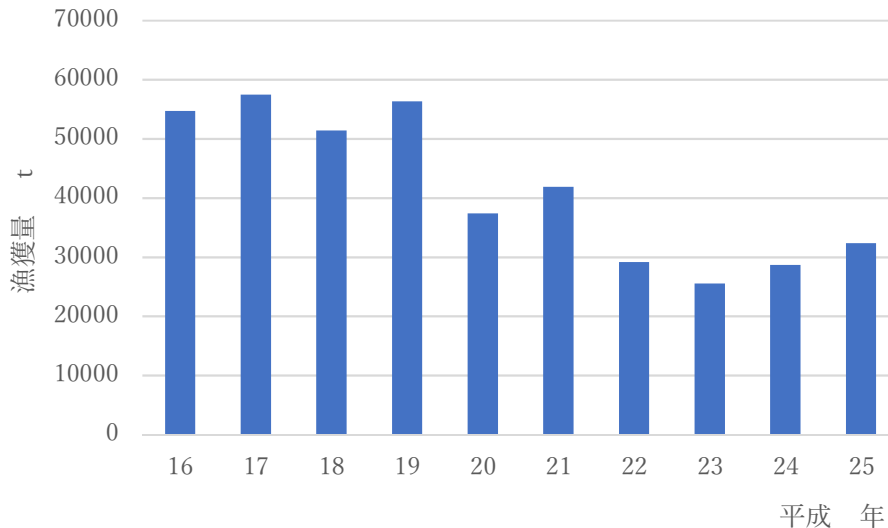


Fig. 1-5 サケ漁獲量の推移

北海道根室振興局 (2015) 平成 26 年度根室の水産 より抜粋

1. 4. 2. 本研究の目的と論文の構成

そこで1章では、北海道根釧地方の気候風土と、そこで展開してきた産業について述べ、現在課題となっている酪農による自然環境および水産業への負の影響を軽減する必要性について述べる。

第2章では、根釧地方の自然環境が酪農開発によってどのように影響を受けているかについて実態を述べる。具体的には、土地利用の変化とそれに伴う水生生物、流域草地土壌、河川水質の実態を把握し、現在進行している課題を抽出し、現在進行している課題を明らかにする

第3章では、根釧地方で現在行われている酪農生産の実態とその生産構造を明らかにする。特に窒素動態と乳生産の関連、草地土壌と草地植生との関連を明らかにし、現状の酪農生産構造が草地という生産基盤および自然環境にどのような影響を与えているかを明らかにする。

第4章では、第2章および第3章で浮かび上がってきたアルミニウムの土壌における存在形態と生物への影響について述べる。具体的には、in vitro 条件下において土壌に硝酸アンモニウムを添加した場合のアルミニウムの溶出、同じく in vitro 条件下においてイオン態アルミニウムを添加した場合の牧草、土壌細菌、西別川に生息するバイカモそれぞれの生育への影響について述べる。これら一連の実験から、土壌への人為的窒素投入量の増大が土壌中のアルミニウムを溶出させ、草地植生の悪化、土壌微生物および水生生物へ負の影響を与

えている可能性が高いことを実験的に確認する。

第5章では、水産業および自然環境への負の影響をできる限り軽減する目標値（以下管理目標値とする）を推定し、この管理目標値によって根釧地方の環境管理を行った場合、酪農の乳生産がどのように変化し、酪農関連産業にどのような影響を与えるかについて述べる。

第6章では、継続的に管理目標値以内に地域全体の環境管理を行っていく上で、どのような管理方法が効果的であるかについて、第2章および第3章のデータを基にして提言する。さらに、地域内でこの環境管理を行っていくための具体的な手法を提言する。

これらのことから第7章では、北海道根釧地方という気候風土を基礎とした、持続的な産業展開のありかたについて論じると同時に、地域住民がこれまでどのように酪農による自然環境および水産業への負の影響に対して行動してきたかについて述べ、地域住民がこの問題を解決していく可能性について述べる。

1. 5. 参考文献

- 阿部嗣・柏川真隆・大河原彰(2006)山階鳥類研究所標津2級ステーション2006年度放鳥集計. 山階鳥類研究所標津2級ステーション, 中標津, p1-110
- 栗野武夫・栗野節(1994)根室管内の植物. グループ北のふるさと, 中標津, p1-225
- 別海町百年史編纂員会(1978)別海町百年史. 別海町, p1-1636
- フィールドガイド根室制作員会(1976)フィールドガイド根室. 根室の草花. フィールドガイド根室制作員会, 根室, p1-150
- 藤岡正博・吉田保志子(2002)農業生態系における鳥類多様性の保全. これからの鳥類学. 裳華房, 東京, p380-406
- 藤巻裕蔵(1980)北海道十勝地方の鳥類. 1. 新得山とその付近の鳥類. 山階鳥研報 12 : 40-52
- 藤巻裕蔵(1984)北海道十勝地方の鳥類. 4. 農耕地の鳥類. 山階鳥研報 16 : 159-167
- 藤巻裕蔵(1989)北海道十勝地方の鳥類. 5. 十勝川下流沿いの鳥類. 山階鳥研報 21 : 76-83
- 藤巻裕蔵(1994)北海道十勝地方の鳥類. 6. 十勝川中流沿いの鳥類. 山階鳥研報 26 : 68-76
- 日野輝明(2002)森林性鳥類群集の多様性. これからの鳥類学. 裳華房, 東京, p224-249
- 北海道 (2014)第121回北海道統計書
- 北海道開発局 (2011)平成23年度北海道産業連関表
- 北海道区水産研究所さけます資源部(2015)平成26(2014)年さけます来遊状況(第7報). 北海道区水産研究所さけます資源部, 札幌, p1-3
- 北海道根室振興局 (2015)平成27年根室の農業資料編. 北海道根室振興局, 根室, p1-57
- 北海道根室振興局 (2015)平成26年度根室の水産. 北海道根室振興局, 根室, p1-46
- 北海道農政事務所(2007)農林水産統計(平成19年度公表). 北海道農政事務所, 札幌,
<http://www.maff.go.jp/hokkaido/toukei/kikaku/sokuho/index.html#honbun>, [2008年4月20日参照]
- 北海道自然保護協会(1987)道立自然公園総合調査(野付風連道立自然公園)報告書. 昭和61

- 年度北海道委託調査報告書, 札幌, p1-173.
- 北海道立地下資源調査所(1980)北海道の地質 60 万分の 1 北海道地質図. 北海道立地下資源調査所
- 環境庁自然保護局計画課自然環境調査室(1997)都道府県別メッシュマップ 01 北海道⑦. 財団法人自然環境研究センター, 東京, p1-153
- Köppen W (1931) Grundrisse der Klimakunde (Walter de Gruyter, Berlin).
- 宮腰靖之・卜部浩一・川村洋司・真野修一・下田和孝・藤原真・安藤大成・小林美樹・宮本真人・杉若圭一(2006)第 4 回河川環境と魚類に関するセミナー. サケ・マス類の生育環境と資源増殖 に向けた取り組み. 北海道立水産孵化場さけます資源部, 千歳,
http://kankyou.ceri.go.jp/topics/photo/20070228fish/miyakoshi_p.pdf,
[2008 年 6 月 10 日参照]
- 虹別コロカムイの会(2015)虹別コロカムイの会 20 年. 虹別コロカムイの会, 標茶・別海, p1-7
- 野川秀樹 (2010) さけます類の人工ふ化放流に関する技術小史. 水産技術 3(1):1-8
- 農林水産省 (2007)平成 19 年度農林水産統計
- 農林水産省 (2012)平成 24 年牛乳生産統計
- 小川吉雄(2000)地下水の硝酸汚染と農法転換. 流失機構の解析と窒素循環の再生. 農山漁村文化協会, 東京, p1-195
- 佐々木章晴(2009)根釧地方の酪農開発が自然環境に与える影響. 日草誌 55(3) : 252-263
- 佐々木章晴(2016) 野付湾流入河川における流域土地利用による河川水質への影響. 環境情報科学学術研究論文集 30 : 123-128
- 佐々木龍男・勝井義雄・北川芳男・片山雅弘・山崎慎一・赤城仰哉・山本肇・塩崎正雄・大場与志男・木村清・菊池晃二・近堂祐弘・三枝正彦・中田幹夫(1979)北海道の火山灰と土壌断面集(1). 北海道火山灰命名委員会, 札幌, p1-68
- 森林土壌研究会(1993)森林土壌の調べ方とその性質(改訂版). 林野弘済会, 東京, p1-334
- 山岸 哲・樋口広芳(2002)これからの鳥類学. 裳華房, 東京, p1-506
- 山田浩之・中村太士(2003)河畔緩衝帯の生態学的意義と草地開発が水辺の生態系に及ぼす影響. 日草誌 48 : 548-556
- 油津雄夫(2001)北国の川と森林. 日本の水環境 1 北海道編. 日本水環境学会編, 技報堂, 東京, p1-6

2. 根釧地方の自然環境の現状

2. 1. はじめに

北海道根釧地方は、明治開拓期以前の土地利用としては、森林が主体であったと考えられている(佐々木 2009)。しかし、1910 年ごろからの殖民地地区画開放により森林から農耕地への開発が進んだ。1930 年から 1932 年の大冷害をきっかけとして酪農振興に展開し、1950 年代以降のパイロットファーム計画、農業構造改善事業により草地酪農地帯となった(別海町 1978)。結果として土地利用は森林主体から草地主体へと変化したとされている(佐々木 2009)。

森林という自然植生が失われたことは、鳥類をはじめとした野生生物に影響があったとされている(山田ら 2003, 佐々木 2009)。また、河川流域の土地利用として森林面積が縮小し草地面積が拡大したこと、また草地で展開される草地酪農が生産乳量を拡大し農業粗収益を最大化させるために化学肥料と購入飼料の消費量増大による河川流域への物質投入量増加によって(佐々木 2014)、河川水中の溶存物質濃度が増大したとされている(大類 1992, 農林水産省農林水産技術会議事務局 1987, 小川 2000, 佐々木 2009, 佐々木 2016)。

河川溶存物質の増加は、河川水中の生物(バイカモ等)や水産生物(サケマス等)に影響があることが予想されるが(根室管内漁協専務参事会 1976, 八戸 2009)、これらの関係は十分に明らかになってはいない実態がある。

また、河川水における溶存物質の増加は、流域の地力(草地地力)が低下する兆候であるとされている(清水 1979)。このことは、酪農経営基盤の脆弱化を意味し、結果的に経営は不安定化する可能性がある。つまり、現状の酪農生産構造は、自然環境や水産業ばかりではなく酪農業にも影響がある可能性がある。

そこで本章では、北海道根釧地方の開発前後の土地利用の変化や自然環境の実態を把握するとともに、現在の酪農生産構造の現状を明らかにする。さらに現状の酪農生産構造が生産基盤である草地、自然環境や水産業にどのような影響を与えたのか、またそのメカニズムについて明らかにする。

2. 2. 材料と方法

2. 2. 1. 根釧地方における土地利用の変遷

植生の変化を把握するために、明治期開拓以前の植生と、現在の植生を比較することとした。比較する地域としては、明治開拓期の殖民地地区画である「トウポロ原野」「チライワツタリ原野」「モサ原野」とした (Fig. 2-1)。

明治期の開拓以前の植生を把握するために、「北海道殖民地撰定報文」の記録を使用した(1981 中標津)。現在の植生を把握するために、都道府県別メッシュマップ 01 北海道⑦(環境庁自然保護局計画課自然環境調査室 1997)に対応した衛星写真を準備した。市販の衛星写真「ランド撮図(1999 写真化学)」から 2 次メッシュと同じ大きさに切り取った写真に、3 次メッシュと同じ網(100 マス)を被せた。

「トウポロ原野」「チライワツタリ原野」「モサ原野」に対応する 3 次メッシュを全て抽出

し、3次メッシュ1マス毎に、台地状林地、河畔林、湿原・水辺、草地の割合を目測で計測し、それぞれの原野全ての3次メッシュの値を平均したものを台地状林地率(%), 河畔林率(%), 湿原・水辺率(%), 草地率(%)とした。

3次メッシュ1マスは約92haであることから、台地状林地率(%), 河畔林率(%), 湿原・水辺率(%), 草地率(%)に92を掛けたものを3次メッシュ1マスの台地状林地面積(ha), 河畔林面積(ha), 湿原・水辺面積(ha), 草地面積(ha)とした。そして、それぞれの原野全ての3次メッシュの値を合計した。

2. 2. 2. 根釧地方西別川におけるバイカモの現状

2010年5月および2016年8月に、西別川本流源流部の標茶町虹別のサケマスふ化場、西別川本流中流部の別海町西春別の光栄橋、新高橋、高見橋、西別川支流ポンベツ川の奈別橋、本別橋、西別川支流シュワン川のシュワン橋において、バイカモ群落の有無を橋上から目視で確認した (Fig. 2-1)

2. 2. 3. 根釧地方西別川・当幌川における河川水質の現状

2010年から2015年にかけて、西別川本流3カ所(上流, 中流, 下流) (Fig. 2-1 a~c), 支流源流部8カ所 (Fig2-1 d~i), 当幌川支流2カ所(M 牧場) (Fig2-1 j, k) で年2回採水した。採水時期は、降雨後2週間程度空けた平水時とした。採水後ただちにpH, EC, DO, 水温を測定した(東亜DKKポータブル多項目水質計WQC24)。採水後4℃で保管し、48時間以内にCOD, NO₃-Nおよびアルミニウム反応性Al(イオン態Al), PO₄-P(デジタルパックテスト, 共立化学研究所)を測定した。Na, Kは炎光光度法で, Ca, MgはLaが4000mg/L存在するLaCl₃・7H₂O溶液を干渉抑制剤としてLaが2000mg/Lになるように試水に添加し, 原子吸光光度法で測定した(JIS K 0400-50-10, JIS K 0400-50-20, JIS K 0400-52-30, 東京光電ANA-182F; 空気-アセチレン炎)。また, 3mol/lの塩酸1mlを試水10mlに添加し, 120℃15分加熱後, 原子吸光光度法で酸可溶Fe, Alを測定した(半谷ら1995, 小倉1992)。これらの値を全て平均し, 土地利用, 年間の流域物質投入量, 草地土壌との関連を解析した。

流量については、半年間のデータが存在する2011年西別川中西別観測所の値を引用した。

支流源流部の各調査地点より上流の林地率(%), 草地率(%), 流路長(km), 流域の形状比を測定するために、衛星写真を準備した。衛星写真は、google mapを用いた。流域を分水嶺で分けし、林地、草地の割合を点格子版で計測し、林地率(%), 草地率(%)を算出した。なお、衛星写真から確認できる調査流域の土地利用は、林地、草地のいずれかであった。流路長及び流域の形状比は、衛星写真より実測した。また、分水嶺から採水地点までの標高差(m)は、地理院地図電子国土webより分水嶺と採水地点の標高の値を得て算出した。西別川本流の上流部、上流から中流部、中流から下流部の各流域の林地率(%), 草地率(%), 流路長(km), 流域の形状比、分水嶺から採水地点までの標高差(m)も同様に測定した。

流域に草地が存在しない a 西別川本流上流以外の各調査地点より上流のすべての酪農家

に聞き取りを行い(当該地域の農家は全て酪農家であり，調査戸数は454戸である)，草地面積(ha)の数値を得た。

また牛群検定の結果より，成牛頭数(頭)と育成牛頭数(頭)の数値を得て以下の式により成牛換算飼養頭数を算出した(農林水産省農林水産技術会議事務局1987)。

$$\text{成牛換算飼養頭数} = \text{成牛頭数} + \text{育成牛頭数} \times 0.7$$

なお，育成牛頭数に0.7を乗じているのは，成牛1頭あたり600kgに対して，育成牛1頭あたり400-450kgと仮定したためである。また，以下の式で成牛換算飼養頭数を草地面積で除して成牛換算飼養密度を算出した。

$$\text{成牛換算飼養密度(頭/ha)} = \frac{\text{成牛換算飼養頭数}}{\text{草地面積}}$$

なお，各調査地点において各酪農家の成牛換算飼養密度の平均を算出し，これを流域成牛換算飼養密度とした。

同じく牛群検定の結果より，購入飼料給与量(kg)の数値を得た。品質表示により購入飼料のN, P, K, Ca, Mg, またはNaの含量(%) (以下成分含量)の数値を得て，これに購入飼料給与量を乗じて購入飼料からの成分投入量を以下の式で算出した。

$$\text{購入飼料からの成分投入量(kg)} = \frac{\text{購入飼料給与量} \times \text{購入飼料の成分含量}}{100}$$

同じく聞き取りにより，購入肥料(kg)の投入量の値を得た。また，品質表示により各成分含量の数値を得て，購入肥料からの成分投入量の数値を得た。購入飼料からの成分投入量に購入肥料の成分投入量を加えて，酪農場全体の成分投入量とした。これを草地面積で除してhaあたりの成分投入量を以下の式で算出した。

$$\text{成分投入量(kg/ha)} = \frac{\text{購入飼料からの成分投入量} + \text{購入肥料の成分投入量}}{\text{草地面積}}$$

各調査地点の各酪農家haあたりの成分投入量の平均を算出し，haあたり的人為的流域成分投入量を算出した。

2. 2. 4. 根釧地方西別川・当幌川における流域草地土壌の現状

西別川支流源流部8カ所(Fig2-1 d~i)，当幌川支流2カ所(M牧場)(Fig2-1 j, k)流

域の草地および、西別川流域以外における参考地点として酪農家6戸の草地6枚(1~q)を調査地点とした。

これらの草地はいずれも更新時にチモシー、オーチャードグラス、白クローバを播種されていた採草地であり、調査時点で新播草地(草地更新後2年以内)、経年草地(草地更新後3年以上)いずれも存在していた。土壌は未熟火山性土、黒色火山性土、厚層黒色火山性土、泥炭土であった。調査は1番草収穫、追肥後、1ヶ月以上経過した2010年8月上旬に一斉に実施した。草地への物質投入量は、2.2.3.と同様に行った。

流域の各草地1枚につき3カ所で冠部被度を測定し(当幌川支流j, k以外の各流域には複数の所有地別の草地が存在した)流域ごとに平均値を算出した。化学性分析用に地下5cmまでの土壌を1つの調査流域で15カ所、採水地点の上流を囲むように混合採取した。土壌は風乾細土とし粉碎し均一化した。蒸留水で抽出しpH(H₂O)をガラス電極pHメータで測定した。リン酸態リン(P₂O₅)はブレイ第2法で測定した。交換性Na, K, Ca, Mg, イオン態Alは1mol/l酢酸アンモニウム溶液で抽出し、NaとKは炎光光度法で測定した。Ca, MgはLaが4000mg/L存在するLaCl₃・7H₂O溶液を干渉抑制剤としてLaが2000mg/Lになるように抽出液に添加し、原子吸光光度法で測定した。イオン態ALはアルミノン法で測定した(前川ら1966, 渡辺1995)また、土壌をpH4.0 1mol/l酢酸アンモニウム溶液で抽出し、原子吸光光度法でpH4.0 1mol/l酢酸アンモニウム溶液可溶Alを測定した。ショーレンベルガー法で土壌の陽イオン交換容量(CEC)を測定した。交換性Na, K, Ca, Mg含量と陽イオン交換容量の値から、塩基飽和度を算出した(北海道立中央農業試験場・北海道農政部農業改良課1992, 川口1987, 日本草地学会2004)。

西別川支流源流部8カ所(Fig2-1 d~i), 当幌川支流2カ所(M牧場)(Fig2-1 j, k)の河川水質の調査分析は、2.2.3.と同様に行った。



Fig. 2-1 根釧地方の各河川・原野・調査地点位置図

○は鳥類調査地点, ●は水質調査地点, ▼はバイカモ確認調査地点

2. 3. 結果

2. 3. 1. 根釧地方における土地利用の変遷

明治開拓期に設定された殖民地地区画である「トウポロ原野」「チライワツタリ原野」「モサ原野」は、現在の別海町北部から中標津町である。これらの原野の基本地形は「湿原・河川－河畔林－台地状林地－河畔林－湿原・河川」となっており、河畔林から河川にかけて段丘状になっている（北海道中央農業試験場 1970, 北海道開発局釧路開発建設部農業開発課 1996, 北海道立地下資源調査所 1980, 環境庁 1997）。台地状林地はカシワ、ミズナラ、シラカンバを主体とし、河畔林はヤチダモ、ニレ、ハンノキを主体とする（別海町百年史編纂委員会 1978, 中標津 1981, フィールドガイド[®]根室制作委員会 1976, 栗野 1994）。以下に、それぞれの原野の概要を述べる。

「トウポロ原野」は、北を当幌川、南を春別川、東を根室海峡、西を釧路支庁との支庁界、に囲まれた範囲とし、面積は 23861ha～25981ha (Table 2-1) である。

「チライワツタリ原野」は、北を標津岳山麓、南を当幌川、東を俣落川、西を釧路支庁との支庁界、に囲まれた範囲とし、面積は 12371ha～19881ha (Table 2-1) である。

「モサ原野」北を植別川及び武佐岳山麓、南を武佐川と標津川、東を根室海峡、西を根室海峡、に囲まれた範囲とし、面積は 14145ha～29822ha (Table 2-1) である。

「トウポロ原野」「チライワツタリ原野」「モサ原野」共に、「北海道殖民地撰定報文」に比べ今回計測した面積値は大きくなっているが、この原因として、「山麓」の定義が曖昧なためと考えられる。今回は、草地化されている範囲までを山麓としたが、「北海道殖民地撰定報文」では、より狭い範囲に限定した可能性がある。

「トウポロ原野」「チライワツタリ原野」「モサ原野」の植生の変化として、殖民地地区画解放前は台地状森林率が 70.9～4.1%と最も高い割合を示しているが、現在では 14.0～26.0%と大幅に減少し、草地率が 58.4～73.2%となっている (Table 2-2)。一方河畔林率は大きな変化は見られない。

これは、開発を行いやすい平坦な台地が農地へと開拓され、開発が難しい段丘面の河畔林は残存したため、現在の土地利用形態は、「湿原・河川－河畔林－草地（台地上）－河畔林－湿原・河川」となっている。

Table 2-1 殖民地区画解放前と現在の「トウポロ原野」「チライワツタリ原野」「モサ原野」それぞれの台地状林地面積(ha), 河畔林面積(ha), 湿原・水辺面積(ha), 草地面積(ha)

	台地状林地	河畔林	湿原・水辺	草地
(殖民地区画解放前)				
トウポロ原野	18,733	5,128	0	0
チライワツタリ原野	8,775	628	218	2,751
モサ原野	11,895	160	1,572	519
(現在)				
トウポロ原野	3,663	5,213	920	16,185
チライワツタリ原野	3,086	2,240	5	14,550
モサ原野	7,763	4,460	189	17,140

殖民地区画解放前のデータは「北海道殖民地撰定報文」の記録を使用。

現在の植生は、都道府県別メッシュマップ 01 北海道⑦(環境庁 1997)と衛星写真「ランド撮図(1999 写真化学)」から計測。

Table 2-2 殖民地区画解放前と現在の「トウポロ原野」「チライワツタリ原野」「モサ原野」それぞれの台地状林地率(%), 河畔林率(%), 湿原・水辺(%), 草地率(%)

	台地状林地	河畔林	湿原・水辺	草地
(殖民地区画解放前)				
トウポロ原野	78.5	21.5	0.0	0.0
チライワツタリ原野	70.9	5.1	1.8	22.2
モサ原野	84.1	1.1	11.1	3.7
(現在)				
トウポロ原野	14.0	20.0	3.5	61.9
チライワツタリ原野	15.5	11.3	0.0	73.2
モサ原野	26.0	15.0	0.6	58.4

殖民地区画解放前のデータは「北海道殖民地撰定報文」の記録を使用.

現在の植生は、都道府県別メッシュマップ 01 北海道⑦(環境庁 1997)と衛星写真「ランド撮図(1999 写真化学)」から計測.

2. 3. 2. 根釧地方西別川におけるバイカモの現状

バイカモは水生の顕花植物である。このバイカモには多くの水生生物と魚類が生息し、河川流域生態系にとって重要な役割を果たしている種とされている(守山 2006)。

西別川においてバイカモが存在する地点は、中流域よりも上流であった。2010年5月には、西別川本流源流部の標茶町虹別のサケマスふ化場、西別川本流中流部の別海町西春別の光栄橋、新高橋、高見橋、西別川支流ポンベツ川の奈別橋、本別橋、西別川支流シュワン川のシュワン橋いずれにおいても群落を確認できた (Table 2-3)。

しかし、6年後の2016年8月では、西別川本流中流部の別海町西春別の高見橋で確認できなくなっていた (表 13)。このことから、西別川バイカモ群落は衰退の傾向にある可能性が考えられた。バイカモ群落の衰退には、河川底質と河川水質の変化、動物による食害があるとされている(菊池 2005)。今回の調査で群落が消失したのは中流域であり、中流域においてどのような要因で衰退傾向にあるのかを解明する必要がある。

Table 2-3 各調査地点におけるバイカモの有無(2010年5月および2016年8月)

河川	流域名	橋名	2010年5月	2016年8月
西別川本流	源流	ふ化場	有	有
西別川本流	中流	光栄橋	有	有
西別川本流	中流	新高橋	有	無
西別川本流	中流	高見橋	有	有
西別川支流	ポンベツ川	奈別橋	有	有
西別川支流	ポンベツ川	本別橋	有	有
西別川支流	シュワン川	シュワン橋	有	有

2. 3. 3. 根釧地方西別川・当幌川における河川水質の現状

Table 2-4 に西別川流域の土地利用を示した。参考に、北海道根釧地方の別海町と中標津町の境界を流下する当幌川の支流 2 か所(M 牧場)の値も示した。

西別川本流上流 a では森林率が 98.0%であるが、西別川本流中流 b では 26.3%，西別川本流下流 c では 16.0%と、上流から下流にかけて森林率が低下した。下流域の支流の源流部(c~i)の森林率も 2.1~29.4%と中流域と同程度か低い値となった。上流では草地開発がほとんど行われず、中流、下流では大規模に行われた結果が反映された。

今回の調査地点では、流域の形状比は調査地点 e(測量川)以外 1 以下であり、流路に沿って縦に長い流域の形状であった。河川から横断的に測定した場合の標高差は、西別川本流上流 a で 19.0m、西別川本流中流 b で 21.0mなのに対して西別川本流下流 c は 3.1mとなり、西別川本流上流 a および中流 b では河岸段丘が発達していること、下流では平坦な地形であることが示された(Fig. 2-2)。河川周辺はニレ、ドロノキ、ヤナギ類が多く、段丘上ではカシワ、シラカンバが主体であった。林床はクマザサが主体であり、土壌表層の LFH 層位は 7 cmであった。草地は、オオアワガエリ(チモシー)、クサヨシ、シバムギが主体であり、土壌表層の LFH 層位は 1.9 cmであった。そのため表面流去水の発生は少ないと考えられた。

西別川調査流域の単位面積当たりの人為的な物質投入量を Table 2-5 に示した。西別川本流上流 a では、流域に草地が存在しなかったため、人為的な物質投入がなかった。西別川本流中流 b・下流 c、下流域の支流の源流部(c~i)では酪農開発が進行し流域に草地が存在するために、人為的な物質投入が発生していた。

西別川本流中流 b・下流 c、の窒素投入量は、最大 191.8kg/ha、最小 66.9kg/ha と、調査地点によって 3 倍程度の差がみられた。カリウム投入量も同様に、最大 81.4kg/ha、最小 28.7kg/ha と、調査地点によって 3 倍程度の差がみられた。然内川支流 f は、他の調査地点の 10 倍以上のカルシウム投入量であった。このように、調査流域によって各成分の人為的な物質投入量は異なっていた。

一方、当幌川支流である M 牧場 j, k は、窒素投入量 27.4kg/ha、カリウム投入量 21.4kg/ha と西別川本流中流 b、西別川本流下流 c、西別川支流源流部 d~i よりも小さい値となった。

Table 2-6 に 2010 年から 2015 年の水質平均値を示した。DO と COD は 2010~2011 年に計測した平均値である。DO は、西別川本流上流 a で 15.3mgO/L に対し、西別川本流中流 b では 13.2mgO/L、西別川本流下流 c では 11.5mgO/L と低い値を示し、西別川支流源流部である d ~ i でも 12.1~9.2mgO/L と低い値を示した。COD は、西別川本流上流 a で 5.5mgO/L に対し、西別川本流中流 b では 7.2mgO/L、西別川本流下流 c では 7.8mgO/L と高い値を示し、西別川支流源流部である d~i でも 6.2~14.8mgO/L と高い値を示した。一方、当幌川支流である M 牧場 j, k は、DO では 11.0~12.3mgO/L、COD では 7.0~10.4mgO/L と、西別川本流中流 b、西別川本流下流 c、西別川支流源流部 d~i よりも同程度かやや小さい値となった。

水温は 2010~2012 年および 2014 年~2015 年に計測した平均値である。西別川本流上流 a で 9.1℃に対し、西別川本流中流 b では 10.8℃、西別川本流下流 c では 12.7℃と高い値を

示し、西別川支流源流部 d～i でも 10.0～13.4℃と高い値を示した。一方、当幌川支流である M 牧場 j, k は、8.1～8.6℃と、西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d～i よりも小さい値となった。このように DO, COD, 水温は、調査流域によって異なることが示された。また、当幌川支流である M 牧場 j, k は、DO, COD, 水温から検討すると、西別川本流中流 b や西別川本流上流 a と類似していた (Table 2-6)。

次に pH, EC, NO₃-N, Na, K, Ca, Mg, 酸可溶 Fe, 酸可溶 Al, アルミノン反応性 Al, PO₄-P を検討した (Table 2-6)。pH は西別川本流上流 a, 西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c ともに 7.3～7.0 の範囲にあり、大きな違いは見られなかった。西別川支流源流部 d～i は 6.2～7.0, 当幌川支流である M 牧場 j, k は 5.9 と、西別川本流上流 a, 中流 b, 下流 c よりも小さい値となった (Table 2-6)。

EC は、上流, 中流, 下流で違いが見られ、西別川本流上流 a は 0.83mS/m, 西別川本流中流 b は 1.11mS/m, 西別川本流下流 c は 1.29mS/m, 西別川支流源流部 d～i は 0.97～2.28mS/m であり、西別川本流上流 a よりも西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d～i で高い値を示した (Table 2-6)。一方当幌川支流である M 牧場 j, k は、0.73～0.83mS/m と西別川本流上流 a に近い値となった (Table 2-6)。EC は河川水中のイオン態溶存物質の量に左右されることから、これらの値について次に検討した。

NO₃-N は、上流, 中流, 下流で違いが見られ、西別川本流上流 a は 0.6mg/l, 西別川本流中流 b は 1.23mg/l, 西別川本流下流 c は 1.53mg/l, 西別川支流源流部 d～i は 1.48～2.08mg/l であり、西別川本流上流 a よりも西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d～i で高い値を示した (Table 2-6)。一方当幌川支流である M 牧場 j, k は、0.57～1.48mg/l と西別川本流上流 a, 西別川本流中流 b, 西別川支流源流部 i に近い値となった (Table 2-6)。NO₃-N は、施肥による濃度変動, 流量による濃度変動が考えられたため、これらを検討した。本地方において草地への施肥は 5 月上旬, 7 月上旬, 10 月に行われる。これら施肥時期と河川水中の NO₃-N 濃度との間に明確な関係は見られなかった (Fig. 2-3)。また、流量による NO₃-N 濃度の変動は、2011 年のサンプル数が 2 回のため明確な傾向は見いだせなかった (Fig2-4)。

Na は、上流, 中流, 下流で大きな違いが見られず、西別川本流上流 a は 9.3mg/l, 西別川本流中流 b は 8.8mg/l, 西別川本流下流 c は 9.1mg/l であった (Table 2-6)。一方、西別川支流源流部 d～i は 6.2～14.1mg/l であり、西別川本流上流 a, 西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c よりも高い地点, 低い地点が見られた (Table 2-6)。当幌川支流である M 牧場 j, k は、5.4～5.8mg/l と西別川本流上流 a, 西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c よりも低い値となった (Table 2-6)。

K は、上流, 中流, 下流で違いが見られ、西別川本流上流 a は 1.6mg/l, 西別川本流中流 b は 2.2mg/l, 西別川本流下流 c は 3.6mg/l, 西別川支流源流部 d～i は 2.6～3.5mg/l であり、西別川本流上流 a よりも西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d～i で高い値を示した (Table 2-6)。一方当幌川支流である M 牧場 j, k は、2.5～2.7mg/l と

西別川本流中流 b, 西別川支流源流部 i に近い値となった (Table 2-6)。

Ca は, 上流, 中流, 下流で違いが見られ, 西別川本流上流 a は 15.2mg/l, 西別川本流中流 b は 21.0mg/l, 西別川本流下流 c は 21.7mg/l, 西別川支流源流部 d ~ i は 19.4~36.1mg/l であり, 西別川本流上流 a よりも西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d ~ i で高い値を示した (Table 2-6)。一方当幌川支流である M 牧場 j, k は, 16.5~17.8mg/l と西別川本流上流 a に近い値となった (Table 2-6)。

Mg は, 上流, 中流, 下流で大きな違いが見られず, 西別川本流上流 a は 3.0mg/l, 西別川本流中流 b は 3.5mg/l, 西別川本流下流 c は 3.6mg/l であった (Table 2-6)。一方, 西別川支流源流部 d ~ i は 2.7~4.3mg/l であり, 西別川本流上流 a, 西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c よりも高い地点, 低い地点が見られた (Table 2-6)。当幌川支流である M 牧場 j, k は, 1.6~2.2mg/l と西別川本流上流 a, 西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c よりも低い値となった (Table 2-6)。

酸可溶 Fe は, 上流, 中流, 下流で違いが見られ, 西別川本流上流 a は 0.42mg/l, 西別川本流中流 b は 0.64mg/l, 西別川本流下流 c は 0.97mg/l, 西別川支流源流部 d ~ i は 0.74~3.67mg/l であり, 西別川本流上流 a よりも西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d ~ i で高い値を示した (Table 2-6)。一方当幌川支流である M 牧場 j, k は, 0.26~0.72mg/l と西別川本流上流 a, 西別川本流中流 b に近い値となった (Table 2-6)。

酸可溶 Al は, 上流, 中流, 下流で違いが見られ, 西別川本流上流 a は 33.7mg/l, 西別川本流中流 b は 45.8mg/l, 西別川本流下流 c は 180.2mg/l, 西別川支流源流部 d ~ i は 37.1~237.4mg/l であり, 西別川本流上流 a よりも西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d ~ i で高い値を示した (Table 2-6)。一方当幌川支流である M 牧場 j, k は, 30.9~39.3mg/l と西別川本流上流 a, 西別川支流源流部 f に近い値となった (Table 2-6)。

アルミニウム反応性 Al は, 上流, 中流, 下流で違いが見られ, 西別川本流上流 a は 0.13mg/l, 西別川本流中流 b は 0.18mg/l, 西別川本流下流 c は 0.14mg/l, 西別川支流源流部 d ~ i は 0.09~0.21mg/l であり, 西別川本流上流 a よりも西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d ~ i で高い値を示した (Table 2-6)。一方当幌川支流である M 牧場 j, k は, 0.08~0.10mg/l と西別川本流上流 a, 西別川支流源流部 f に近い値となった (Table 2-6)。

PO₄-P は, 西別川本流上流 a, 西別川支流源流部 d, e, g 以外では検出されなかった (Table 2-6)。流域に草地が存在しない西別川本流上流 a ではリンの人為的な投入がなかった一方, 西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d ~ i, 当幌川支流である M 牧場 j, k では流域に草地が存在するためリンの人為的投入量は 11.5~41.9kg/ha であるにもかかわらず PO₄-P が不検出の調査地点が多くみられた。これは, 北海道根釧地方のほぼ全域が火山性土であることに関連があると考えられた。火山性土はリン酸吸収係数が高く, 人為的に投入されたリンがリン酸アルミニウム, リン酸鉄などの形態で土壤中に固定・不溶化し, 容易には水溶化せず, 草地土壌から河川へ流出する PO₄-P が少なくなるため, 河川水中の PO₄-P

が検出されない調査地点が多くなったと考えられた (松中 2004)。

このように、流域の森林率が高く (Table 2-4) 人為的物質投入が発生していない (Table 2-5) 西別川本流上流 a が、EC, $\text{NO}_3\text{-N}$, K, Ca, Mg, 酸可溶 Fe, 酸可溶 Al, アルミノン反応性 Al が低く, Na は高い傾向が見られた (表 16)。また、流域の森林率が小さく草地面積割合の高い調査地点のうち (Table 2-4), 人為的物質投入量が小さい当幌川支流である M 牧場 j, k (Table 2-5) は、西別川本流中流 b, 西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d~i よりも EC, $\text{NO}_3\text{-N}$, K, Ca, Mg, 酸可溶 Fe, 酸可溶 Al, アルミノン反応性 Al が低い傾向が見られた (Table 2-6)。このように、流域の森林率, 流域の人為的物質投入量によって EC, $\text{NO}_3\text{-N}$, Na, K, Ca, Mg, 酸可溶 Fe, 酸可溶 Al, アルミノン反応性 Al が変化する可能性が示唆された。

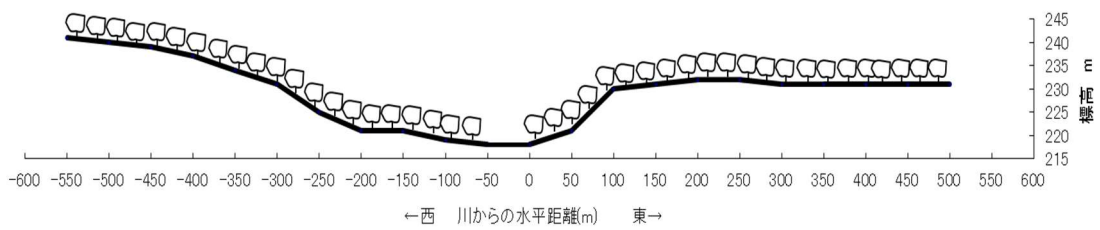
そこで、各調査地点における水質の類似性を確認するために、 $\text{NO}_3\text{-N}$, Na, K, Ca, Mg, 酸可溶 Fe, 酸可溶 Al, アルミノン反応性 Al を変数としてクラスター分析を行った。その結果、西別川本流上流 a, 西別川本流中流 b, 西別川支流源流部 f, 当幌川支流である M 牧場 j, k のクラスターと、西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d, e, g, h, i のクラスターに大きく分類された (Fig. 2-5)。このことから、西別川支流源流部 f, 当幌川支流である M 牧場 j, k は流域の森林率が低いにもかかわらず (Table 2-4), 流域の森林率が高い西別川本流上流 a と類似性が強いことが示唆され (Fig. 2-3) (佐々木 2016), DO, COD と似た傾向が見られた (Table 2-6)。これらの地点は、流域への人為的物質投入量が小さい特徴があることから (Table 2-5), 流域の土地利用と人為的物質投入量が河川水の DO, COD, $\text{NO}_3\text{-N}$, Na, K, Ca, Mg, 酸可溶 Fe, 酸可溶 Al, アルミノン反応性 Al, $\text{PO}_4\text{-P}$ に与える影響を次に検討した。

Table 2-4 西別川の土地利用

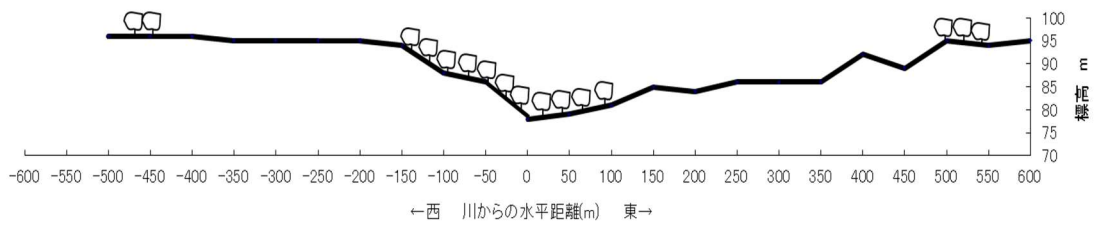
流域名	河川名称	成牛換算 飼養密度 頭/ha	流域面積 ha	森林率%	草地率%	流域森林 面積 ha	流域草地 面積 ha	流路長 km	流域の 形状比	分水嶺か ら 採水地点 の 標高差 m
a	西別川本流上流	0.0	4600.0	98.0	0.0	4508.0	0.0	2.0	0.29	19.0
b	西別川本流中流	1.5	12097.3	26.3	74.5	7686.7	9010.6	45.5	0.15	21.0
c	西別川本流下流	1.5	42402.9	27.8	72.2	11788.0	30614.9	276.5	0.29	3.1
d	清丸別川	1.7	436.7	11.2	88.8	48.9	387.8	3.5	0.65	11.0
e	測量川	1.5	399.5	29.4	70.6	117.3	282.1	5.1	1.74	32.0
f	然内川支流	1.7	231.2	5.5	94.5	12.6	218.6	5.0	0.11	23.0
g	1号橋川	1.7	73.2	2.1	97.9	1.5	71.7	1.9	0.51	10.0
h	然内川支流	2.0	57.3	6.6	93.4	3.8	53.5	0.8	0.47	3.0
i	然内川支流	2.1	63.6	9.5	90.5	6.0	57.5	1.2	0.38	8.0
j	当幌川支流	0.7	18.3	1.0	99.0	0.2	18.2	0.1	0.42	5.0
k	当幌川支流	0.7	36.7	1.0	99.0	0.4	36.3	0.2	1.33	4.0

Table 2-5 2010年-2015年 西別川・当幌川 流域の人為的物質投入量

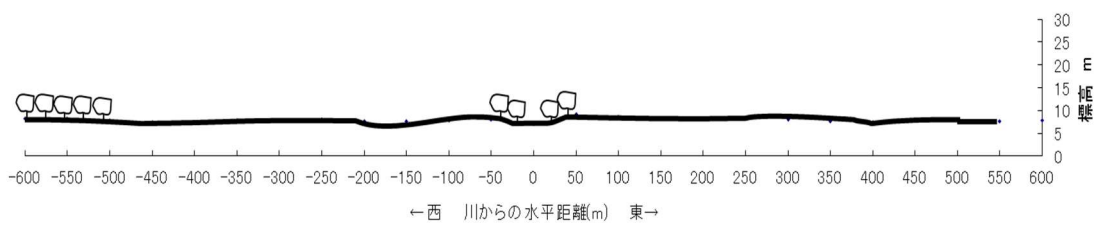
流域名	河川名称	人為的物質投入量 kg/ha					
		N	P	K	Ca	Mg	Na
a	西別川本流上流	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
b	西別川本流中流	115.7	28.7	49.3	7.1	10.4	65.5
c	西別川本流下流	129.6	30.5	53.8	5.2	11.1	65.0
d	清丸別川	193.8	41.9	82.2	5.1	15.9	65.0
e	測量川	134.9	28.0	50.1	4.0	10.5	69.5
f	然内川支流	67.5	22.0	29.0	51.1	13.4	65.3
g	1号橋川	112.0	23.1	37.4	3.5	8.8	57.8
h	然内川支流	126.1	27.6	48.4	3.8	10.1	71.3
i	然内川支流	99.8	26.4	43.5	3.2	8.8	76.9
j	当幌川支流	27.4	11.5	21.4	0.6	4.2	22.6
k	当幌川支流	27.4	11.5	21.4	0.6	4.2	22.6



西別川本流上流 a の横断面図



西別川本流中流 b の横断面図



西別川本流下流 c の横断面図

Fig. 2-2 西別川本流の上流・中流・下流各調査地点の横断面図

Table 2-6 2010年2015年 西別川・当幌川 水質分析一覽

流域名	河川名称	pH	DO	EC	水温	COD	NO ₃ -N	PO ₄ -P	Na	K	Ca	Mg	酸可溶 Fe	酸可溶 Al	アルミノン法 Al
			mgO/L	ms/m	°C	mgO/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
a	西別川本流上流	7.3	15.3	0.83	9.1	5.5	0.60	0.04	9.3	1.6	15.2	3.0	0.42	33.7	0.13
b	西別川本流中流	7.2	13.2	1.11	10.8	7.2	1.23	0.00	8.8	2.2	21.0	3.5	0.64	45.8	0.18
c	西別川本流下流	7.0	11.5	1.29	12.7	7.8	1.53	0.00	9.1	3.0	21.7	3.6	0.97	180.2	0.14
d	清丸別川	6.8	12.1	1.11	13.3	12.5	1.75	0.05	6.9	4.1	20.8	3.2	2.35	222.0	0.19
e	測量川	7.0	10.9	0.97	12.7	10.7	1.57	0.18	6.2	3.5	19.4	3.0	1.18	194.4	0.17
f	然内川支流	6.7	11.2	2.28	12.4	9.8	1.73	0.00	14.1	4.5	36.1	4.3	1.69	37.1	0.09
g	1号橋川	6.5	9.8	1.27	13.4	14.8	1.84	0.19	6.6	8.0	21.8	3.0	3.67	236.1	0.21
h	然内川支流	6.2	11.3	1.48	10.0	6.2	2.08	0.00	7.4	5.4	29.2	3.2	0.74	237.4	0.15
i	然内川支流	6.2	9.2	1.12	12.3	12.0	1.48	0.00	6.2	2.6	22.6	2.7	4.35	202.0	0.21
j	当幌川支流	5.9	12.3	0.73	8.6	10.4	0.57	0.00	5.8	2.7	16.5	1.6	0.72	30.9	0.10
k	当幌川支流	5.9	11.0	0.83	8.1	7.0	1.48	0.00	5.4	2.5	17.8	2.2	0.26	39.3	0.08

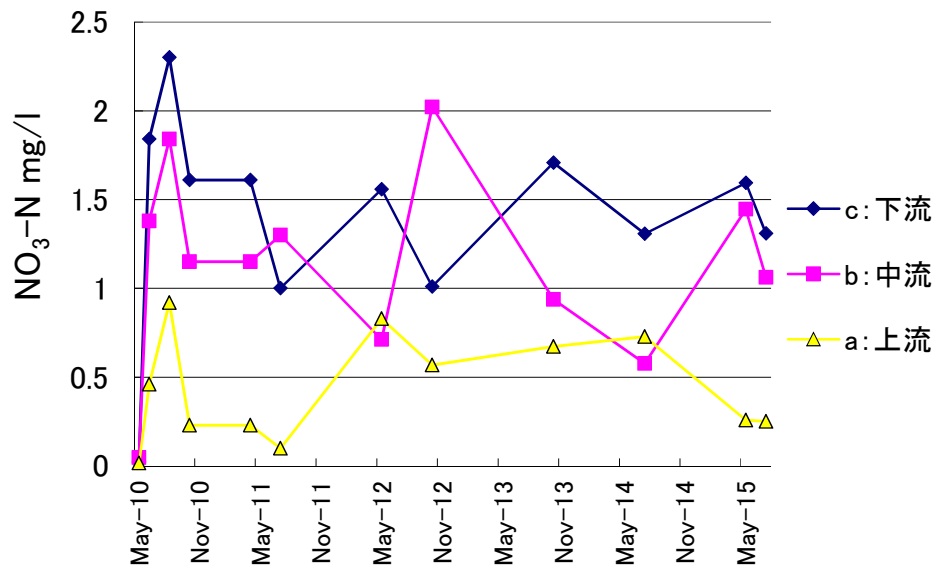


Fig. 2-3 西別川本流上流，中流，下流における河川水の硝酸態窒素濃度の推移

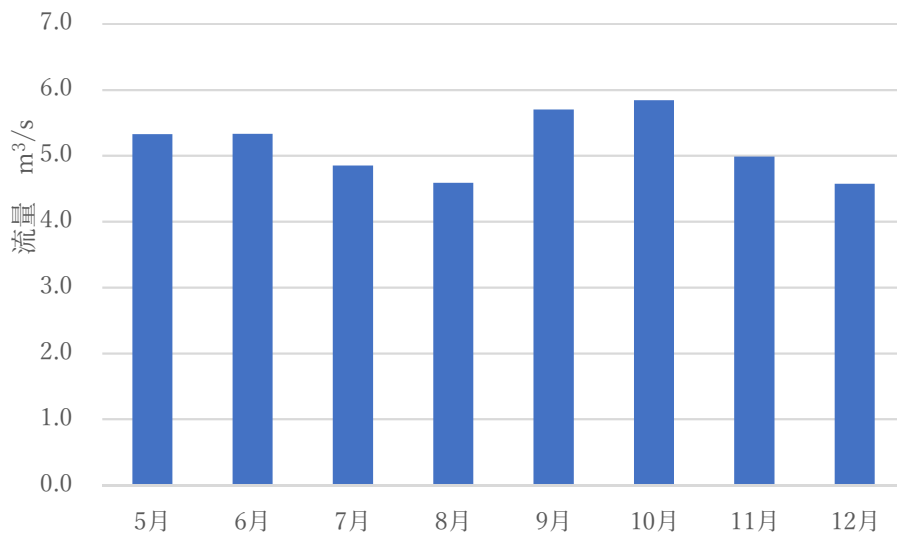


Fig. 2-4 西別川中西別観測所における流量変化 (2011年)

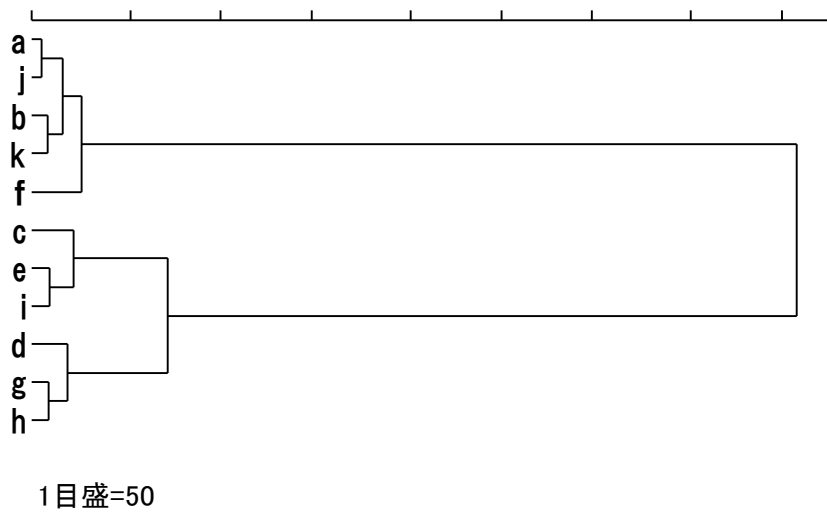


Fig. 2-5 河川水の $\text{NO}_3\text{-N}$, Na, K, Ca, Mg, 酸可溶 Fe, 酸可溶 Al, アルミノン反応性 Al によるクラスター分析

2. 3. 4. 河川水質の相互関係

COD（化学的酸素要求量）とDO（溶存酸素）との間には、 $R=-0.70$ ($P<0.05$)の負の相関が見られた。このことは、河川水中に有機物が増加すると溶存酸素は低下する傾向があることを示している（Fig. 2-6）。

河川水中硝酸態窒素と有意な相関関係があったのは、河川水中K, Ca, 河川水中酸可溶Alであった（Table 2-7, Fig. 2-7, Fig. 2-8）。また、河川水中酸可溶Alと河川水中アルミノ反応性Al（イオン態Al）の間には、正の相関関係が見られた（Fig. 2-9）。

サケマス稚魚の半数致死量の危険がある河川水イオン態Al濃度は0.13mg/lである（橋本1989）。この時の酸可溶Al濃度は100mg/l程度と考えられる（Fig. 2-7）。また河川水中酸可溶Al濃度100mg/lの時、河川水中硝酸態窒素濃度は1.3mg/l程度と推定された。

これらのことから、河川水中硝酸態窒素濃度を1.3mg/l以下にすることが望ましいと考えられた。次に、この河川水中硝酸態窒素濃度を実現する土地利用と河川流域への物質投入量について検討した。

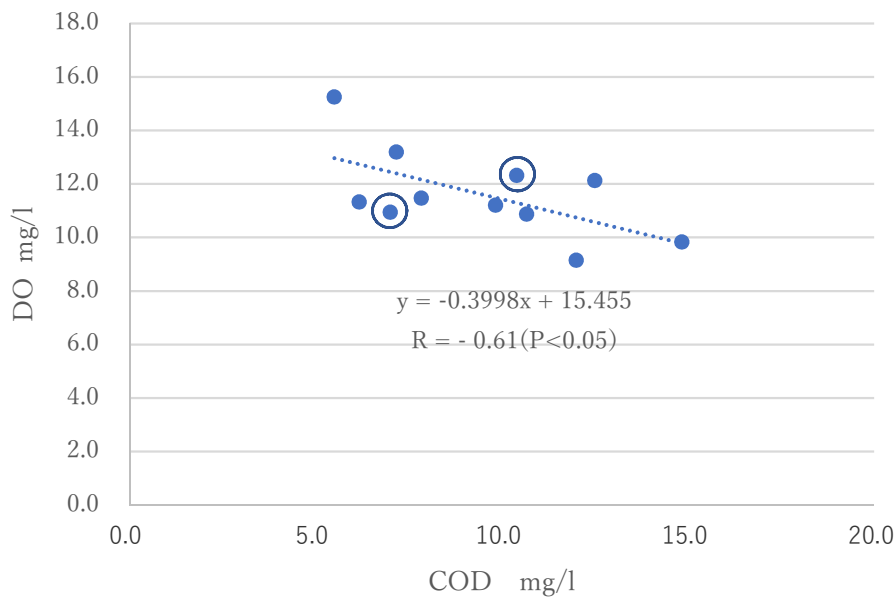


Fig. 2-6 化学的酸素要求量と酸素濃度の関係

○は当幌川（M農場）の調査地点

Table 2-7 河川水中硝酸態窒素濃度と河川水中

Na K Ca Mg 酸可溶 Fe 酸可溶 Al

アルミノン反応性 Al との相関関係

河川水中 NO ₃ -N 濃度	
Na	+0.07 ^{NS}
K	+0.68 ^{**}
Ca	+0.65 ^{**}
Mg	+0.50 ^{NS}
酸可溶 Fe	+0.38 ^{NS}
酸可溶 Al	+0.70 ^{**}
アルミノン反応性 Al	+0.30 ^{NS}

** : 95%で有意

* : 90%で有意

^{NS} : 有意性なし

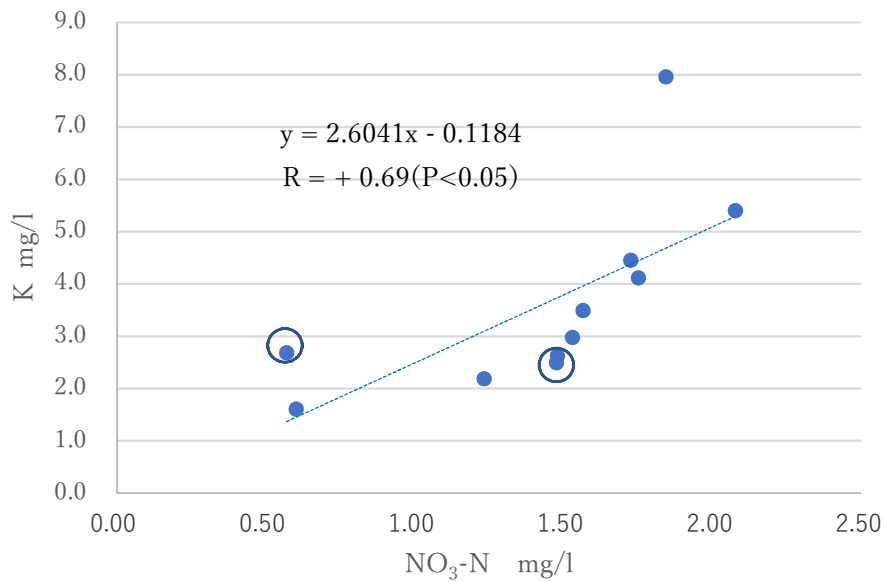


Fig. 2-7 河川水硝酸態窒素と河川水カリウムの関係

○は当幌川 (M 農場) の調査地点

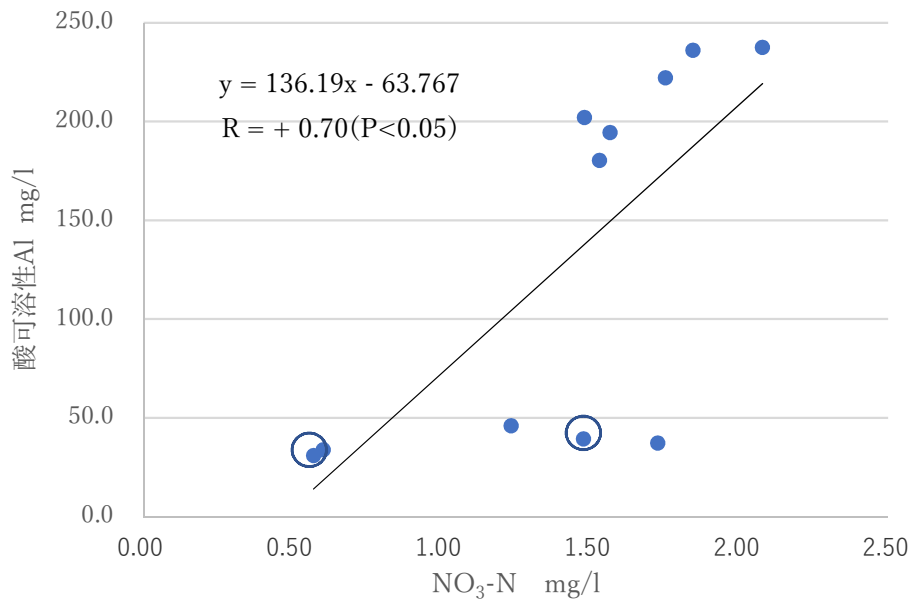


Fig. 2-8 河川水硝酸態窒素と河川水酸可溶性アルミニウムの関係
 ○は当幌川 (M農場) の調査地点

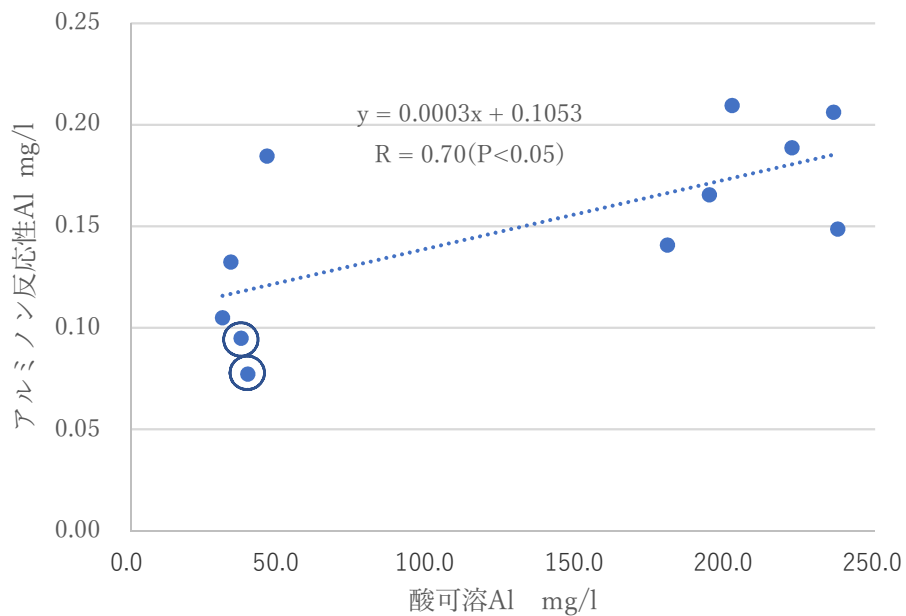


Fig. 2-9 河川水酸可溶アルミニウムと河川水アルミノン反応性アルミニウムの関係
 ○は当幌川 (M農場) の調査地点

2. 3. 5. 流域の土地利用と河川水質との相互関係

流域の土地利用と河川水質との相互関係の解析には、当幌川支流 j, k は西別川の各調査地点 a~i に比べて採水地点までの流路長が極端に短いこと、流域面積が小さいこと、流域森林面積が小さいことから、当幌川 j, k を除いて解析した。

流域草地率と河川水中 DO の間には $R=-0.82$ ($P<0.05$) (Table 2-8, Fig. 2-10) の相関関係が見られた。相関図 (Fig. 2-10) によると、大きく 2 点に分かれるように見受けられ、2 点間の相関に類似する可能性があったことから、流域に草地が存在しない a 西別川本流上流を除いて相関関係を解析した場合 $R = 0.45$ (NS) となった。このため、土地利用が草地に変化したことによる堆肥由来の河川水の有機物含量の増加とそれに伴う COD の上昇と DO の低下 (Fig. 2-4) だけではなく、地形や流路の複雑さの程度も河川水 DO に影響していると考えられた。

流域草地率と河川水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ との間には $R=-0.91$ ($P<0.05$) の相関関係が見られた (Table 2-8, Fig. 2-11)。相関図 (Fig. 2-11) によると、大きく 2 点に分かれるように見受けられ、2 点間の相関に類似する可能性があったことから、流域に草地が存在しない a 西別川本流上流を除いて相関関係を解析した場合 $R = 0.68$ ($P<0.1$) となった。しかし、佐々木 (2009) では、様々な流域草地率 (流域森林率) と $\text{NO}_3\text{-N}$ との間には相関関係が見られていることを指摘しており、今回の調査結果はそのことを再確認したと考えられた。

このように結果的に流域草地率の増加にともない、河川水中の DO は低下し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は増加する傾向 (佐々木 2009) があつた (Fig2-10, Fig2-11)。流域草地率と河川水中硝酸態窒素濃度との間には、正の相関関係があつた (Table 2-8, Fig. 2-10)。Fig. 2-8, Fig. 2-9 より、河川水イオン態 Al 濃度を 0.13mg/l 以下とする河川水中硝酸態窒素濃度は 1.3mg/l と推定され、この河川水中硝酸態窒素濃度以下とする流域森林率は 40% と考えられた (Fig. 2-10)。

しかし、西別川中流域および下流域の流域森林率は 2.1~29.4% であり (Table 2-4)、河川水イオン態 Al 濃度を 0.13mg/l 以下とする河川水中硝酸態窒素濃度 1.3mg/l 以下とするには、流域森林率が低すぎる結果となった。このように流域森林率が西別川中流および下流域では小さいことから、草地管理の影響がより直接的に河川に現れると考えられる。そこで次に、河川流域への物質投入と河川水質への影響を検討した。

Table 2-8 流域の森林率と草地率および流域人為的物質投入量と河川水質の相関関係

	流域森林率%	流域草地率%	人為的物質投入量 kg/ha	
DO	+0.82**	-0.82**	-0.44 ^{NS}	1)
COD	-0.59*	+0.59*	+0.44 ^{NS}	1)
NO ₃ -N	-0.91**	+0.91**	+0.68**	1)
PO ₄ -P	+0.03 ^{NS}	-0.03 ^{NS}	-0.04 ^{NS}	2)
Na	+0.09 ^{NS}	-0.09 ^{NS}	-0.19 ^{NS}	3)
K	-0.63*	+0.63*	+0.18 ^{NS}	4)
Ca	-0.62*	+0.62*	+0.82**	5)
Mg	-0.18 ^{NS}	+0.18 ^{NS}	+0.40 ^{NS}	6)
酸可溶 Fe	-0.53 ^{NS}	+0.53 ^{NS}	-	
酸可溶 Al	-0.55 ^{NS}	+0.55 ^{NS}	-	
アルミノン反応性 Al	-0.30 ^{NS}	+0.30 ^{NS}	-	

** : 95%で有意 * : 90%で有意 ^{NS} : 有意性なし

1)窒素投入量との相関

2)リン投入量との相関

3)ナトリウム投入量との相関

4)カリウム投入量との相関

5)カルシウム投入量との相関

6)マグネシウム投入量との相関

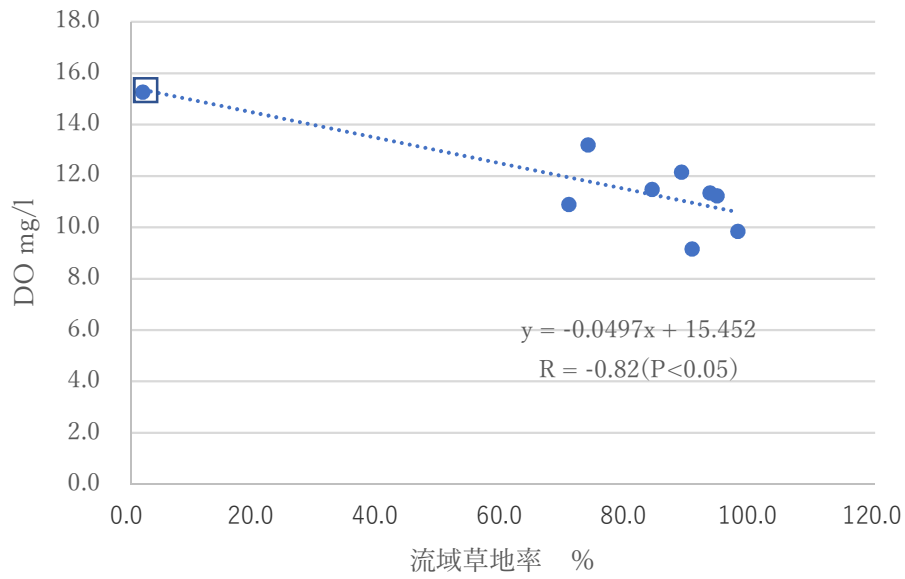


Fig. 2-10 流域草地率と河川水溶存酸素の関係

□は、a 西別川本流上流. この地点を除いた場合 $R = 0.45 (NS)$.

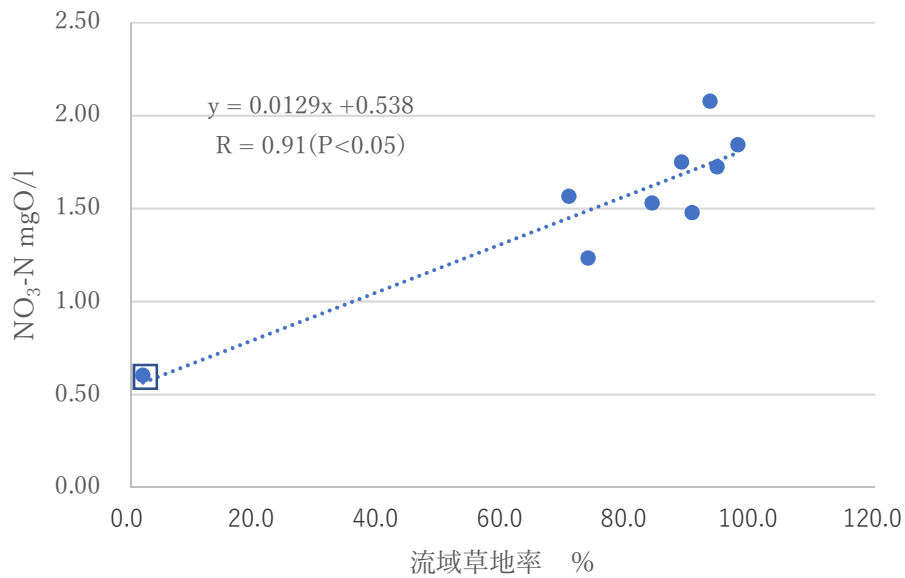


Fig. 2-11 流域草地率と河川硝酸態窒素の関係

□は、a 西別川本流上流. この地点を除いた場合 $R = 0.68 (P < 0.1)$.

2. 3. 6. 流域への人為的物質投入と河川水質との相互関係

流域の人為的窒素投入量と河川水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ との間には $R=+0.68$ ($P<0.05$) の相関関係が見られた (Table 2-8, Fig. 2-12)。また, 流域の人為的カルシウム投入量と河川水中 Ca の間には $R=+0.82$ ($P<0.05$) の相関関係が見られた (Table 2-8, Fig. 2-13)。このように窒素と Ca に関しては, 流域の人為的物質投入量が増加すると, 河川水中の濃度も増加する傾向があった。

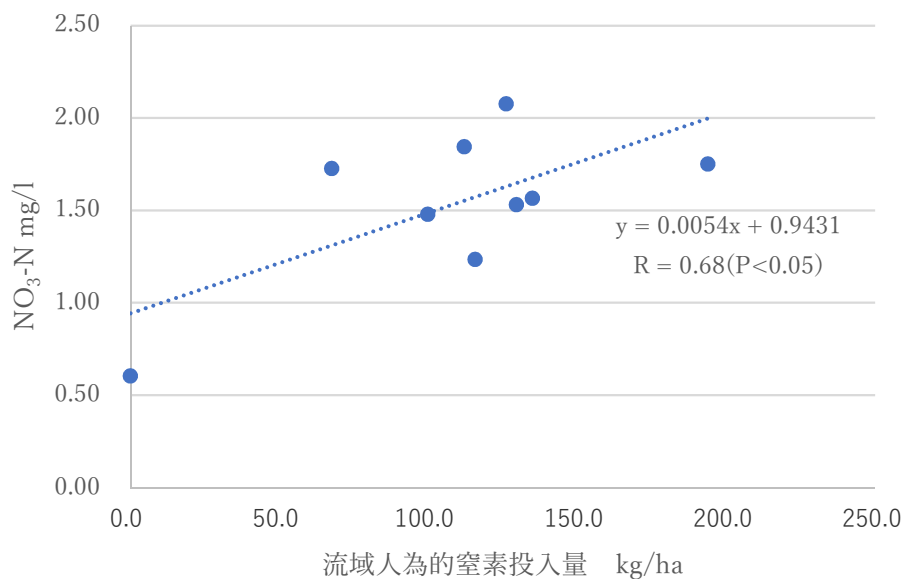


Fig. 2-12 流域人為的窒素投入量と河川硝酸態窒素の関係

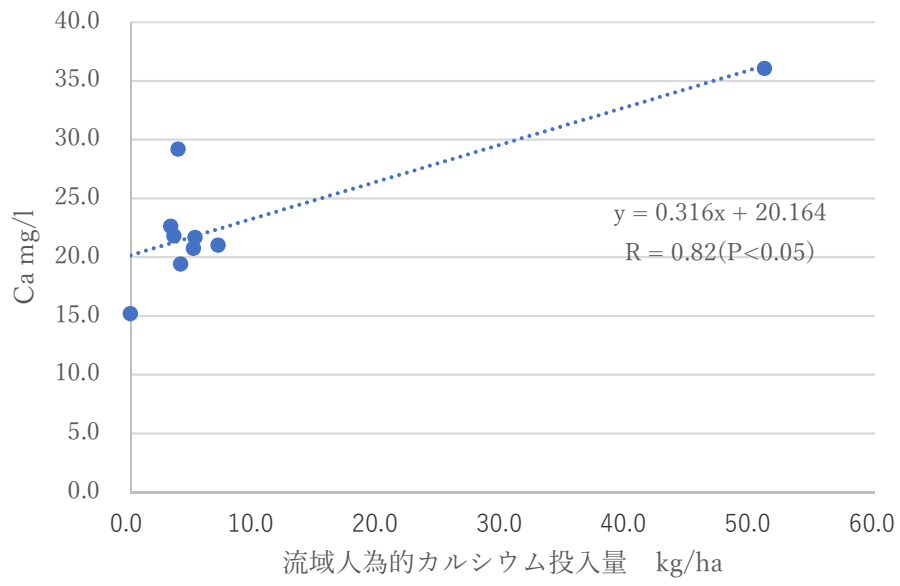


Fig. 2-13 流域人為的カルシウム投入量と河川水カルシウムの関係

2. 3. 7. 流域草地土壌と河川水質との相互関係

今回調査した西別川支流源流部流域および当幌川支流流域の調査草地、参考地点草地の土壌化学性の結果を Table 2-9 に示した。

土壌 pH (H₂O) は 4.3~6.1 の範囲であり、北海道農政部の基準に比べると低い地点、基準値内の地点が存在した (北海道農政部 2002)。ブレイ第 2 法 P₂O₅ は、26.5~34.0mg/100g 乾土の範囲であり、いずれも北海道農政部の基準値内であった (北海道農政部 2002)。Na は 1.8~6.2mg/100g 乾土の範囲であった。交換性 K₂O は 8.4~47.2mg/100g 乾土の範囲であり、北海道農政部の基準に比べると低い地点、基準値内の地点、高い地点が存在した (北海道農政部 2002)。交換性 CaO は、191.2~755.7mg/100g 乾土の範囲であり、北海道農政部の基準に比べると低い地点、基準値内の地点が存在した (北海道農政部 2002)。交換性 MgO は、7.2~340.5mg/100g 乾土の範囲であり、北海道農政部の基準に比べると低い地点、基準値内の地点が存在した (北海道農政部 2002)。このように、pH (H₂O)、交換性 K₂O、CaO、MgO の実態は、北海道農政部の基準値内の地点もあれば基準値外の地点もあり、多様な状態を示していた。

また、pH4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al は、100.7~382.1mg/100g 乾土の範囲であり、アルミノン反応性 Al は、0.159~0.552mg/100g 乾土の範囲であった。塩基置換容量は 21.6~28.7meq/100g 乾土の範囲であり、塩基飽和度は 45.5~156.4% の範囲であった。次に、これらの草地への物質投入と土壌化学性との関係を解析した。

草地への物質投入の代表として人為的窒素投入量 (Table 2-10) と土壌化学性との関係を検討した (Table 2-11)。人為的窒素投入量と相関が見られたのはブレイ第 2 法 P₂O₅ (R=-0.70 (P<0.05))、交換性 CaO (R=-0.58 (P<0.05))、pH4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al (R=0.70 (P<0.05))、アルミノン反応性 Al (R=0.57 (P<0.05)) であった。人為的窒素投入量の増加によってブレイ第 2 法 P₂O₅、および交換性 CaO は減少する傾向が見られた (Fig. 2-14, Fig. 2-15)。これは、窒素が含まれる人為的投入物質である化学肥料、購入飼料と、リン酸およびカルシウムが含まれる熔成燐肥、炭酸カルシウムとの間にトレードオフの関係がある可能性を示している。すなわち、酪農家における生産資材の選択において、より生産乳量を増大させるために化学肥料、購入飼料の購入量を増加させた場合、熔成燐肥、炭酸カルシウムに投入できるコストが小さくなり、結果として生産乳量を増大させた場合窒素の人為的投入量が多くなる一方、リン酸やカルシウムの投入量が小さくなることが予想され、その結果として人為的窒素投入量の増加に従い、土壌のブレイ第 2 法 P₂O₅、交換性 CaO が低下する結果につながったと考えられる。一方、人為的窒素投入量の増加によって、pH4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al およびアルミノン反応性 Al は増加する傾向が見られた (Fig. 2-16, Fig. 2-17)。土壌への人為的窒素投入量の増大は土壌中の硝酸態窒素の増加をもたらす傾向と一致した (佐々木 2014, 佐々木 2017)。土壌中において遊離したイオン態のアルミニウムは陽イオンであり、硝酸態窒素は陽イオンの動態を左右することが指摘されている (岡島 1989, 松中 2004, 越川 2004)。

また、土壌中の Al の溶解は、窒素酸化物の降下で促進されることが指摘されており（越川 2004）、人為的窒素投入量の増大による土壌中の硝酸態窒素の増加も同様の効果をもたらす可能性が考えられた。

次に土壌化学性と河川水質との相互関係を検討した（Table 2-12）。土壌化学性と河川水質の間に相関関係が見られたのは、土壌中 pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al と河川水中酸可溶 Al ($R=+0.74$ ($P<0.05$)) であった（Fig. 2-18）。このことは、流域草地土壌中の pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al の増加によって、河川水中の酸可溶 Al 濃度が上昇することを示していた。

一方、土壌塩基飽和度と河川水質の相互関係を検討すると（Table 2-13）、土壌塩基飽和度と河川水中酸可溶 Al との間に $R=-0.80$ ($P<0.05$) の負の相関関係が（Fig. 2-19）、土壌塩基飽和度と河川水中アルミニウム反応性 Al との間に $R=-0.89$ ($P<0.05$) の負の相関関係が見られた（Fig. 2-20）。このことは、土壌中の塩基飽和度が低下することによって、河川水中酸可溶 Al、アルミニウム反応性 Al が増加することを示しており、越川ら（2004）の知見と一致した。

土壌塩基飽和度は、土壌中で最も大きい割合を占める土壌交換性 CaO によって左右されることが指摘されている（松中 2004）。今回の調査でも、土壌交換性 CaO の増加によって土壌塩基飽和度が直線的に増加する傾向が見られた ($R=+0.94$ ($P<0.05$))（Fig. 2-21）。また、土壌交換性 CaO と土壌 pH (H_2O) との間には正の相関関係が見られた ($R=+0.60$ ($P<0.05$))（Fig. 2-22）。これらのことから、土壌交換性 CaO の多寡が土壌塩基飽和度を左右し、土壌塩基飽和度が河川水中酸可溶 Al、アルミニウム反応性 Al 濃度を左右している可能性が考えられた。

また、土壌塩基飽和度と草地への人為的窒素投入量との間には、負の相関関係が見られた ($R=-0.61$ ($P<0.05$))（Fig. 2-23）。土壌塩基飽和度を増加させるのは土壌交換性 CaO の増加であり（Fig. 2-21）、土壌交換性 CaO を増加させるためには、草地への炭酸カルシウム肥料の施用が効果的である。しかしながら酪農家としては、施肥コストを炭酸カルシウム肥料にかけるよりも、窒素肥料にかける傾向があることを Fig. 2-23 は示していると考えられた。

土壌陽イオン交換容量と河川水中 K との間には $R=-0.75$ ($P<0.05$) の負の相関関係が、河川水中 Ca との間には $R=-0.81$ ($P<0.05$) の負の相関関係が、河川水中 Mg との間には $R=-0.73$ ($P<0.05$) の負の相関関係が見られた（Table 2-14）。

河川水中 K, Ca, Mg 濃度と土壌交換性 K_2O , CaO, MgO 濃度との間には相関関係が見られない一方（Table 2-12）、土壌陽イオン交換容量との間には相関関係が見られたことは（Table 2-14）、河川水中 K, Ca, Mg 濃度は土壌交換性 K_2O , CaO, MgO の絶対量よりも土壌の性質、特に土壌の塩基類を吸着する力、すなわち土壌陽イオン交換容量によって左右されることを示している。土壌陽イオン交換容量は土壌中腐植含量によって左右されることから（三枝 1996、佐々木 2014、佐々木 2017）、土壌中腐植含量が草地管理によってどのように変化するかを検討する必要がある（佐々木 2014、佐々木 2017）。

Table 2-9 西別川支流源流部流域および当幌川支流流域の調査草地 参考地点草地の土壌化学性

調査地点草地	流域名	pH	mg/100g乾土						塩基置換容量(CEC)		塩基飽和度
			P ₂ O ₅	Na	K ₂ O	CaO	MgO	pH4.0酢酸アンモニウム可溶Al	アルミノン反応性Al	meq/100g乾土	
d	清丸別川	6.0	26.5	3.0	14.0	291.3	15.2	282.5	0.383	25.0	46.2
e	測量川	6.0	29.0	4.2	8.4	382.4	14.9	382.1	0.552	25.7	57.3
f	然内川支流	5.0	29.9	5.6	13.0	246.3	12.2	272.1	0.210	21.8	45.5
g	1号橋川	5.5	29.8	3.4	38.1	324.6	27.3	322.1	0.402	22.6	61.6
h	然内川支流	4.3	32.0	5.9	25.1	191.2	7.2	333.3	0.256	23.8	33.4
i	然内川支流	6.1	29.3	3.1	21.7	527.3	36.6	196.8	0.302	21.6	98.2
j	当幌川支流	5.4	33.4	5.3	28.6	452.9	41.2	100.7	0.159	26.1	72.8
k	当幌川支流	5.4	30.1	6.2	18.9	422.1	68.4	248.8	0.263	26.1	73.3
l	—	5.1	34.0	7.0	31.9	368.2	120.2	144.2	0.211	26.7	75.2
m	—	5.8	31.9	4.0	19.6	707.0	77.2	177.9	0.245	26.4	112.2
n	—	6.0	33.2	3.0	41.8	755.7	340.5	260.9	0.373	28.7	156.4
o	—	5.9	33.5	1.8	33.4	463.2	167.1	248.8	0.392	22.9	111.9
p	—	5.6	31.2	3.7	47.2	537.6	82.6	177.9	0.213	24.1	101.5
q	—	5.7	32.8	5.2	44.1	368.2	46.3	292.3	0.393	23.7	70.1

Table 2-10 西別川支流源流部流域および当幌川支流流域の調査草地 参考地点草地の窒素動態

調査地点草地	流域名	投入N	搬出N	余剰N	窒素利用率
		kg/10a	kg/10a	kg/10a	%
d	清丸別川	19.4	7.3	12.1	37.5
e	測量川	13.5	5.6	7.9	42.4
f	然内川支流	11.2	4.7	6.5	42.0
g	1号橋川	12.6	5.2	7.4	42.3
h	然内川支流	10.0	4.2	5.8	42.2
i	然内川支流	6.8	3.0	3.8	60.3
j	当幌川支流	4.8	2.3	2.5	48.6
k	当幌川支流	4.8	2.3	2.5	48.6
l	—	2.8	1.6	1.2	57.8
m	—	3.9	2.8	1.1	71.0
n	—	5.7	2.8	2.9	49.2
o	—	4.6	2.9	1.7	62.5
p	—	4.6	3.0	1.6	65.4
q	—	13.6	5.6	8.0	41.4

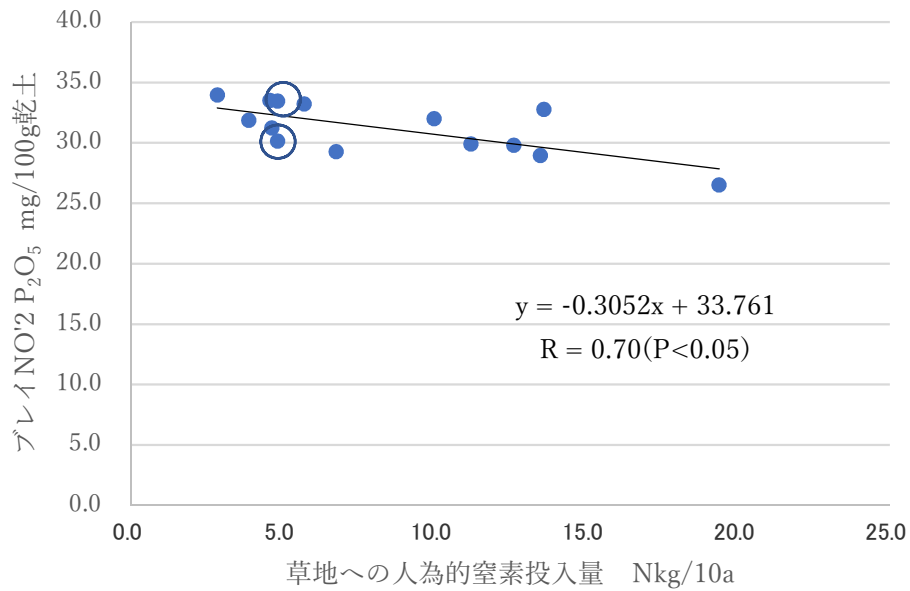


Fig. 2-14 草地への人為的窒素投入量とブレイ第2法リン酸の関係
○は当幌川 (M農場) の調査地点

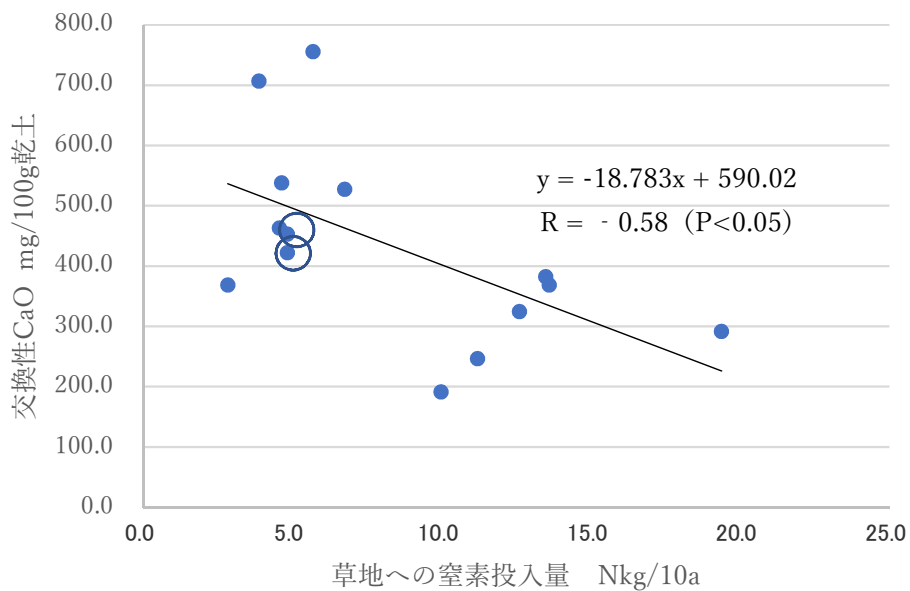


Fig. 2-15 草地への人為的窒素投入量と交換性カルシウムの関係
○は当幌川 (M農場) の調査地点

Table 2-11 草地への人為的窒素投入量と土壤化学性との
相関関係

	人為的窒素投入量 kg/ha
ブレイ第 2 法 P ₂ O ₅	-0.70**
交換性 Na	-0.15 ^{NS}
交換性 K ₂ O	0.31 ^{NS}
交換性 CaO	-0.58**
交換性 MgO	-0.48 ^{NS}
pH4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al	0.70**
アルミノン反応性 Al	0.57**

** : 95%で有意 * : 90%で有意 NS : 有意性なし

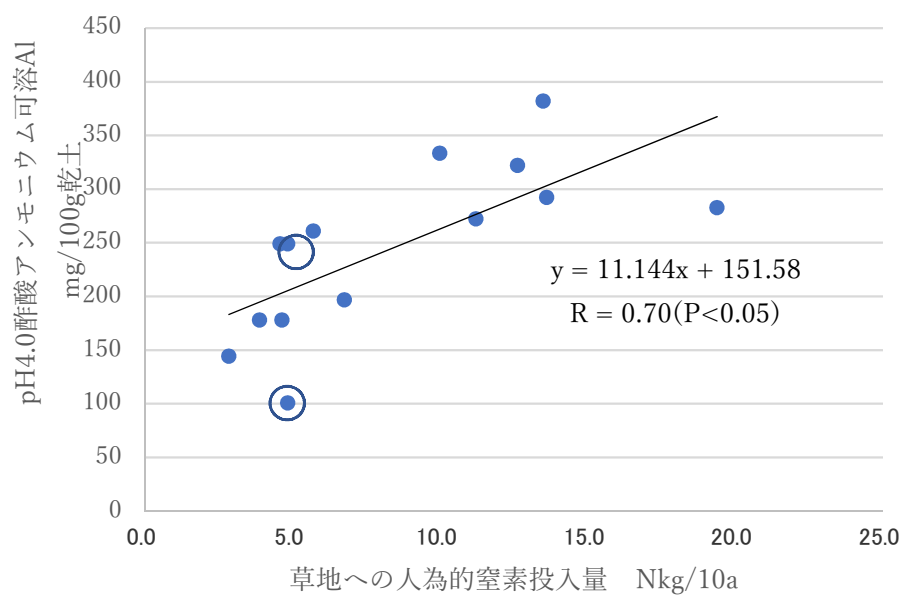


Fig. 2-16 草地への人為的窒素投入量と pH4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al との関係
○は当幌川 (M 農場) の調査地点

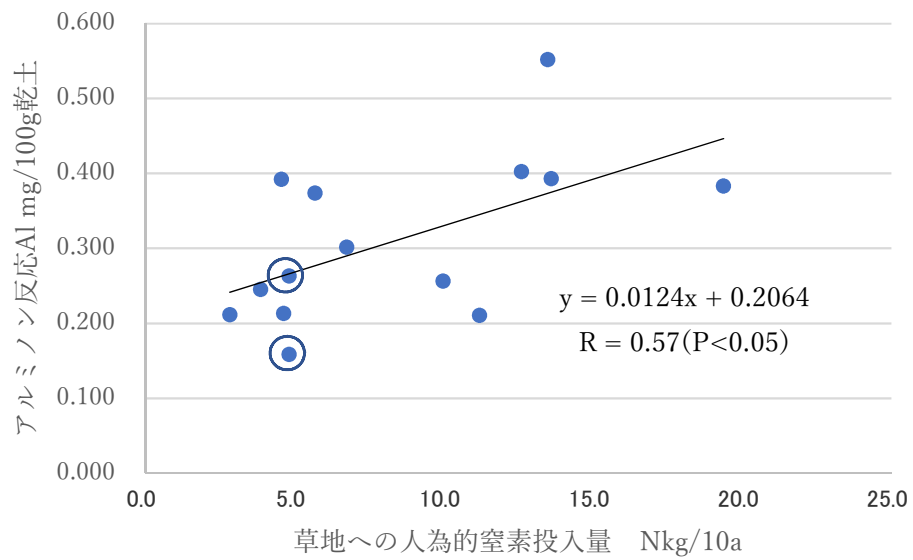


Fig. 2-17 草地への人為的窒素投入量とアルミニウム反応性 Al の関係

○は当幌川 (M 農場) の調査地点

Table 2-12 土壤化学性と河川水質との相関関係

土壤化学性		
PO ₄ -P	-0.31 ^{NS}	1)
Na	-0.57 ^{NS}	2)
K	-0.13 ^{NS}	3)
Ca	+0.26 ^{NS}	4)
Mg	-0.47 ^{NS}	5)
酸可溶 Al	+0.74 ^{**}	6)
アルミノン反応性 Al	+0.25 ^{NS}	7)

** : 95%で有意 * : 90%で有意 NS : 有意性なし

- 1) ブレイ第 2 法 P₂O₅との相関
- 2) 交換性 Na との相関
- 3) 交換性 K₂O との相関
- 4) 交換性 CaO との相関
- 5) 交換性 MgO との相関
- 6) pH4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al との相関
- 7) アルミノン反応性 Al との相関

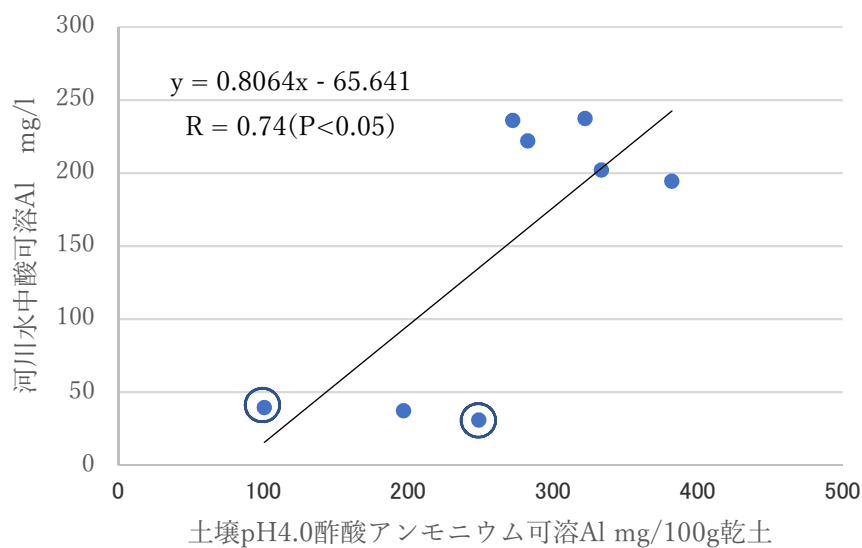


Fig. 2-18 土壤pH4.0酢酸アンモニウム可溶Al と河川水酸可溶Al との関係
 ○は当幌川 (M農場) の調査地点

Table 2-13 土壤塩基飽和度と河川水質との相関関係

	塩基飽和度
Na	+0.65*
K	-0.15 ^{NS}
Ca	+0.45 ^{NS}
Mg	+0.23 ^{NS}
酸可溶 Al	-0.80**
アルミノン反応性 Al	-0.89**

** : 95%で有意 * : 90%で有意

NS : 有意性なし

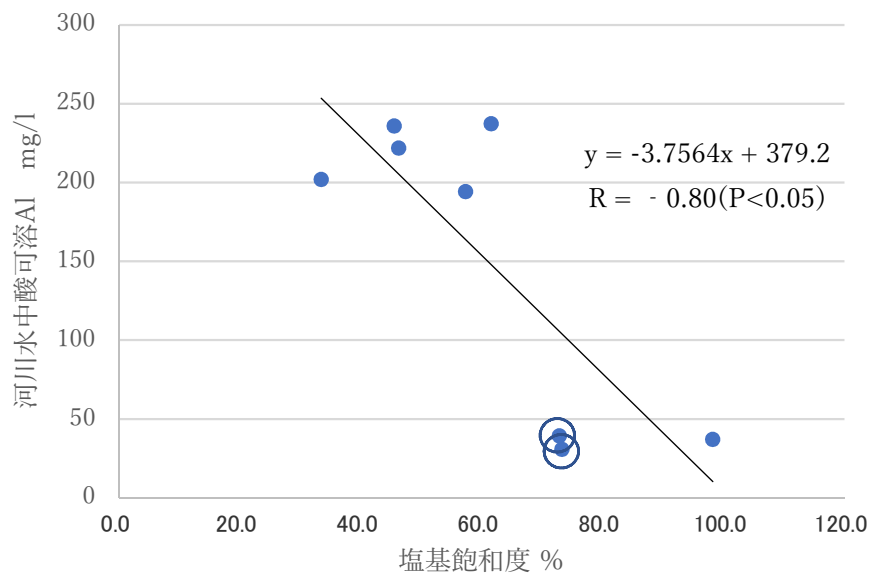


Fig. 2-19 土壌塩基飽和度と河川水中酸可溶 Al との関係
 ○は当幌川 (M 農場) の調査地点

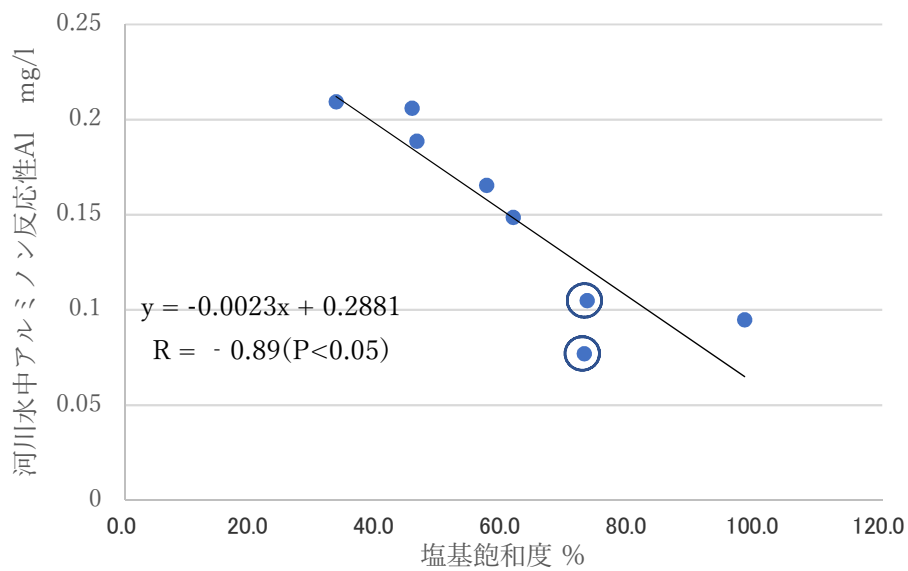


Fig. 2-20 土壌塩基飽和度と河川水アルミノン反応性 Al との関係
 ○は当幌川 (M 農場) の調査地点

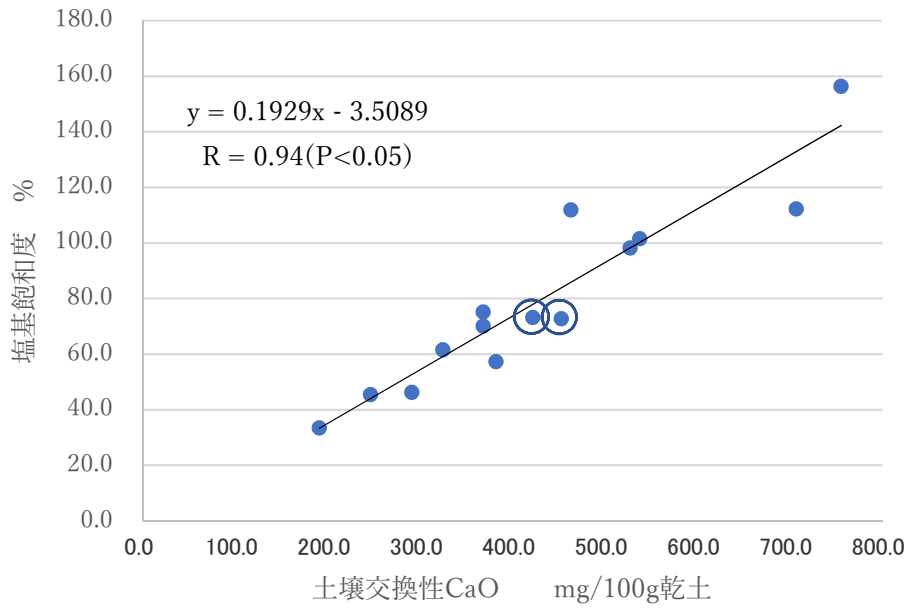


Fig. 2-21 土壤交換性 CaO と土壤塩基飽和度
○は当幌川 (M 農場) の調査地点

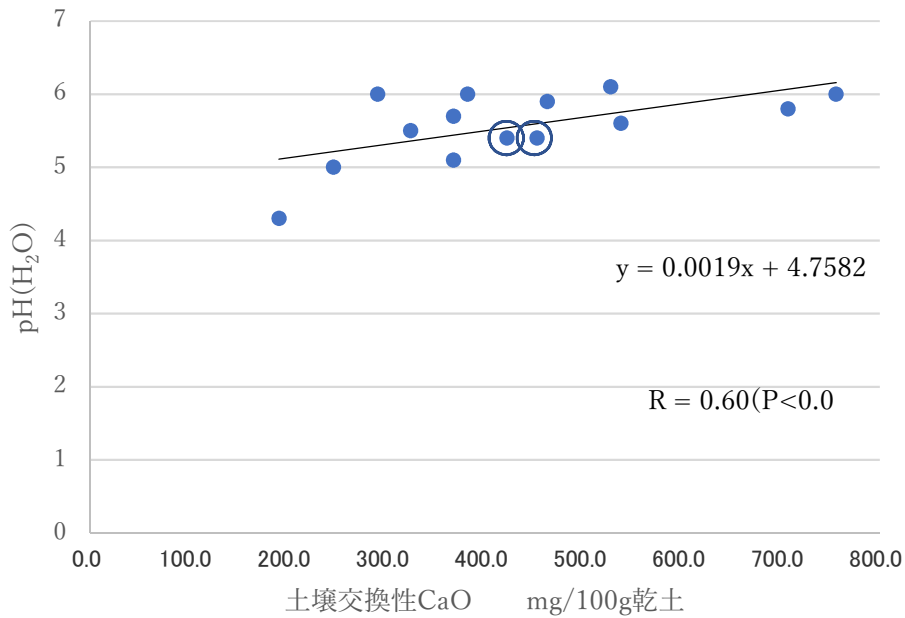


Fig. 2-22 土壤交換性 CaO と土壤 pH (H₂O) との関係
○は当幌川 (M 農場) の調査地点

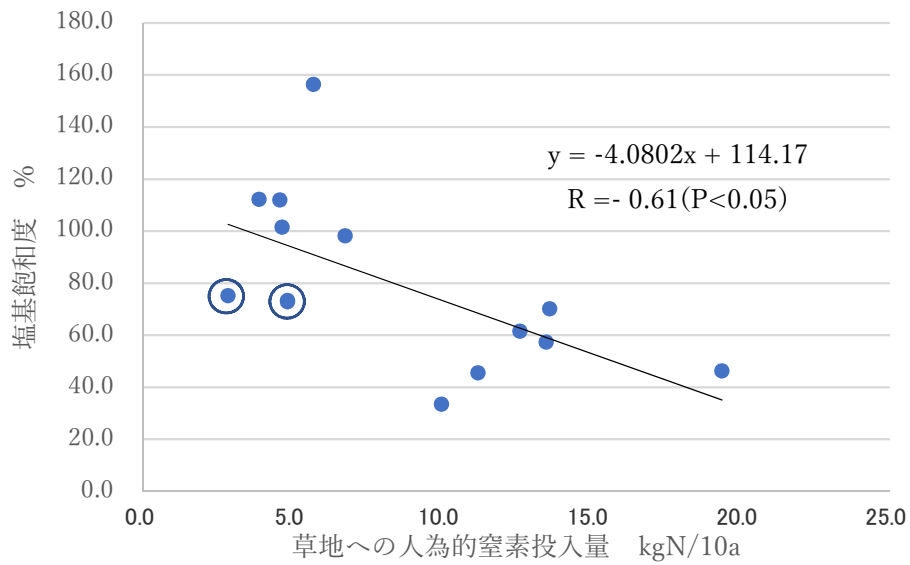


Fig. 2-23 草地への人為的窒素投入量と土壤塩基飽和度
○は当幌川 (M 農場) の調査地点

Table 2-14 土壤陽イオン交換容量と河川
水質との相関関係

陽イオン交換容量	
meq/100g 乾土	
Na	-0.65*
K	-0.75**
Ca	-0.81**
Mg	-0.73**

** : 95%で有意 * : 90%で有意

NS : 有意性なし

2. 4. 考察

2. 4. 1. 自然環境に関する考察

根釧地方の自然景観にとって大きく変化したのは、台地上の森林が草地化され、台地上の森林が大幅に減少したことである (Table 2-1, Table 2-2)。このことにより、地域の生態系は大きく変化したと考えられる (阿部ら 2006, 藤岡ら 2002, 藤巻 1980、藤巻 1984, 藤巻 1989, 藤巻 1994, 日野 2002, 山岸ら 2002, 山田ら 2003, D. S. スプレイグ 2003, 夏原 2003)。

例えば生態系の上位種である鳥類については、阿部ら (2006) が、根釧地方北部における鳥類標識調査の結果から、アオジ、ノゴマなどの林縁種や草原種が多く捕獲・放鳥されている実態を述べており、これは森林の減少と草地の増加に関連があるのではないかと述べている。また藤巻 (1980, 1984, 1989, 1994) は、北海道十勝地方において農耕地と農耕地に残存する林地がパッチ場に存在する景観において、林縁種や草原種が多く観察される一方、森林が多く残されている景観では森林種が多いことを述べている。また佐々木 (2009) は、根釧地方における調査から、台地上林地は森林種が多く観察される一方、草地では林縁種や草原種が多く観察されること、また河畔林では確認された鳥種数が台地上林地や草地に比べて多く観察されることから、酪農開発によって鳥相が変化した可能性、および鳥類多様性における河畔林の重要性 (山田ら 2003) について述べている。

これらのことから、台地上の森林の縮小と草地の増加によって、根釧地域の生態系および生息する生物種が大きく変化した可能性があると考えられ、土地利用の変化と生態系および生物種の変化について今後慎重に調査し、管理手法を検討していく必要があると考えられた。

2. 4. 2. 河川水質に関する考察

根釧地方の土地利用として森林から草地主体に変化したこと、草地を基盤とした酪農生産の展開により化学肥料及び購入飼料という人為的物質投入が発生したことにより、河川の水質は大きく変化した (八戸 2009)。

アマモ場は、細かい砂質の底土を好み、土壌流出に伴う粘土・シルト・有機物の堆積は、アマモの生育を抑制することから (水島 1983, 幡手 1983, 斎藤 1987), 草地化に伴う土壌流出・堆肥・スラリーの流出についても今後検討すべきであると考えられる。また、風連川河口のヤマトシジミの資源量は、漁獲できないほどに資源量が減少しているが、これは酪農排水による低質のシルト・粘土含量・有機物含量・硫黄含量の増加によるものとされている (根室地区水産技術普及指導所標津支所 2003)

根室管内漁協専務参事会 (1976) では、サケマス増殖河川の北海道内水質ワースト 5 に西別川、床丹川が入っていること、流れが緩慢なため、DO が低い傾向が見られること、1980 年 5 月～6 月には、西別川河口において DO% (溶存酸素飽和度) 60% を下回り、キュウリウオが大量斃死したことを指摘している。また西別川の全窒素濃度は 1mg/l を超える地点が複数見られる一方で、全リン濃度は 0.1mg/l を超える地点はほとんど見られないことを指摘しており (根室管内漁協専務参事会 1976), 今回の調査とも一致している (Table 2-8)。千島海流

が流入するという寒流系の栄養塩が豊富な海域である根室海峡では、これ以上の窒素、リンの負荷が大きくなることも望ましくないと指摘している（根室管内漁協専務参事会 1976）。また西別川水系は、河口部に半閉鎖海域が存在せず直接根室海峡沿岸域に接している。つまり、西別川河口沿岸域は千島海流由来の栄養塩に富んだ海域であり、酪農開発による窒素、リンに負荷増加は好ましくないと考えられた。

この指摘は、西別川をはじめとした河川環境の悪化とそれに伴う水産生物および水生生物への影響が、単純な水系の富栄養化によるものではないことを示唆している（西沢 1988, 菊池 1988, 森下 1985, 越 1988, 畑 1988, 石田 1985, 山田 1985, 安達 1985, 門田 1985, 村上 1987, 渡辺 1987, 斉藤 1987）。

窒素から判断すると富栄養化の傾向が見られるもののリンでは富栄養化の傾向は見られないことから（日本水産資源保護協会 2005）、河川における水産生物、特にサケマス稚魚への負の影響として次のことが考えられる。

河川流域の森林面積が減少したことにより、草地における人為的窒素投入量の影響が大きくなった。その結果、土壌および河川水の硝酸態窒素濃度が増加し（佐々木 2017）、硝酸態窒素などのアニオンの増加は土壌pHを低下させ、土壌中の粘土やリン酸アルミニウムなどに含まれる難溶性 Al がコロイド懸濁態 Al やイオン態 Al などの易移動性 Al（酸可溶 Al）となり、河川に流出する可能性が考えられた。河川水中酸可溶 Al は、コロイド懸濁態 Al、多核イオン態 Al 単核イオン態 Al を測定していると考えられている（越川ら 2004）。このことが酸可溶 Al の増加によってアルミニウム反応性 Al（単核および多核イオン態 Al）が増加する要因と考えられるとともに、多核イオン態 Al も毒性がある可能性が指摘されていることから（越川ら 2004）、易移動性 Al（酸可溶 Al）の増加は河川水中イオン態 Al 濃度を上昇させ（越川ら 2004, 和田ら 2002）、サケマス稚魚のエラを損傷させ（橋本 1989）、サケマス稚魚への死の増加につながっている可能性が考えられた。

また流域の草地率が増加することにより、流路の単調化による流水のかく乱の減少と、草地へ投入される堆肥・スラリーの増加による河川水中有機物の増加とそれに伴う河川水中 COD の増加は、河川水中の DO を低下させるという生息条件の悪化（山田ら 2003）も、サケマス稚魚への死増加を助長している可能性も考えられた（Fig. 2-4, Fig. 2-8）。

一方、土壌中の交換性 CaO の増大は土壌塩基置換容量を増加させ水素イオン濃度を抑制することにより土壌pHは上昇し、粘土及びリン酸アルミニウム化合物からの Al の溶出を抑制するとともに、交換性 CaO とリン酸およびアルミニウムが不溶性化合物を形成することにより、易移動性 Al の発生を抑制するとされている（越川ら 2004, 松中 2004）。今回の調査では f 地点が、土壌pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶アルミニウムが 196.8mg/100g 乾土にもかかわらず、河川水中の河川水中酸可溶アルミニウム濃度が 37.1mg/l であった（Table2-2, Table2-9）。これは回帰式で得られる河川水中酸可溶アルミニウム濃度の推定値である 103.7mg/l に比べて低い値となった（Fig. 2-16）。f 地点は塩基飽和度が 98.2%と d, e, g, h, i, j, k 地点よりも高く、このことは河川水中酸可溶アルミニウム濃度が回帰式で得られ

る推定値より実測値は小さな値となった要因と考えられる。f 地点の聞き取りによって、炭酸カルシウムを大量に施用した事実が判明した。これらのことは、炭酸カルシウムの施用による河川水中酸可溶アルミニウム濃度を低減させる効果が期待できると考えられた。

河川水中硝酸態窒素濃度は、河川流域の森林率が低下すると、また人為的窒素投入量が増加すると、増加した (Fig. 2-11, Fig. 2-12)。一方、河畔林の幅によっても河川水中硝酸態窒素濃度が左右され、河畔林の幅が減少することによって河川水中硝酸態窒素濃度が増加するが、河畔林の幅よりも流域森林率の方が硝酸態窒素との相関が高いとの指摘もある (佐々木 2009)。このように河川水中硝酸態窒素濃度は、河川流域の森林率、河畔林の幅、人為的窒素投入量によって左右されると考えられる。しかしながらそれだけではなく、地下水からの硝酸態窒素の供給、土壌の脱窒も考慮に入れなければならないとの指摘もある (HAYAKAWA. et. al 2009) また、増水時は河川水中の全窒素濃度、硝酸態窒素濃度、溶存有機態窒素濃度が増加するとの指摘もある (JIANG. et. al 2010)。硝酸態窒素の動態は複雑であり、硝酸態窒素の濃度を左右する要因のさらなる解明は今後の課題と考えられた。

これらのことから西別川をはじめとした根釧地方の河川の場合、サケマス稚魚をはじめとした水産生物・水生生物に大きな影響を与えているのは易移動性のアルミニウムだと考えられ、この易移動性のアルミニウムの濃度を左右しているのは、河川流域の森林率、河畔林の幅、流域人為的窒素投入量、流域土壌の塩基飽和度とそれを左右する交換性 Ca0 である可能性があると考えられた (越川ら 2004)。

2. 5. 参考文献

- 安達六郎(1985) I 富栄養化と生物指標. 3. 富栄養化と原生動物の指標性. 沿岸海域の富栄養化と生物指標. 恒星社厚生閣, 東京, p41-58
- 阿部嗣・柏川真隆・大河原彰(2006)山階鳥類研究所標津2級ステーション2006年度放鳥集計. 山階鳥類研究所標津2級ステーション, 中標津, p1-110
- 別海町百年史編纂委員会(1978)別海町百年史. 別海町. p1-1636
- 藤岡正博・吉田保志子(2002)農業生態系における鳥類多様性の保全. これからの鳥類学. 裳華房, 東京, p380-406
- 藤巻裕蔵(1980)北海道十勝地方の鳥類. 1. 新得山とその付近の鳥類. 山階鳥研報 12 : 40-52
- 藤巻裕蔵(1984)北海道十勝地方の鳥類. 4. 農耕地の鳥類. 山階鳥研報 16 : 159-167
- 藤巻裕蔵(1989)北海道十勝地方の鳥類. 5. 十勝川下流沿いの鳥類. 山階鳥研報 21 : 76-83
- 藤巻裕蔵(1994)北海道十勝地方の鳥類. 6. 十勝川中流沿いの鳥類. 山階鳥研報 26 : 68-76
- 半谷高久・小倉紀雄(1995)第3版水質調査法. 丸善株式会社, 東京, p318-324
- 橋本進(1989)温泉排水による環境破壊 I 川湯温泉に起源するアルミニウムイオンの魚毒性について. さけ・ますふ研報(43) : 29-38
- 幡手格一(2007) II. 藻場・海中林の造成 6. アマモ場. 水産学シリーズ 38 藻場・海中林, 恒星社厚生閣, 東京, p93-115.

- 畑幸彦(1988) II 生物生産過程と窒素・リン. 10. 底質改善. 漁業からみた閉鎖性海域の窒素・リン規制. 恒星社厚生閣, 東京, p134-149
- 八戸法昭(2009)西別川が教えてくれた 36 年. 河川パトロールと別海漁協青年部月別水質調査を通じて. 第 8 回摩周・水・環境フォーラム資料, 別海, p1-45
- HAYAKAWA Atsushi, WOLI Krishna Prasad, SHIMIZU Mariko, NOMARU Koji, KURAMOCHI Kanta, HATANO Ryusuke (2009) The nitrogen budget and relationships with riverine nitrogen exports of a dairy cattle farming catchment in eastern Hokkaido, Japan, *Soil Science and Plant Nutrition* 55(6): 800-819
- 日野輝明(2002)森林性鳥類群集の多様性. これからの鳥類学. 裳華房, 東京, p224-249
- 北海道立中央農業試験場・北海道農政部農業改良課(1992)土壌および作物栄養の診断技術-分析法(改訂版)-. 北海道農政部, 札幌, p1-199
- 石田祐三郎(1985) I 富栄養化と生物指標. 1. 富栄養化と細菌の指標性. 沿岸海域の富栄養化と生物指標. 恒星社厚生閣, 東京, p11-26
- JIANG Rui, WOLI Krishna P., KURAMOCHI Kanta, HAYAKAWA Atsushi, SHIMIZU Mariko, HATANO Ryusuke (2010) Hydrological process controls on Nitrogen export during storm events in an agricultural watershed. *Soil Science and Plant Nutrition* 56(1) 72-85
- 門田定美(1985) I 富栄養化と生物指標. 4. 富栄養化と動物プランクトンの指標性. 沿岸海域の富栄養化と生物指標. 恒星社厚生閣, 東京, p59-74
- 環境庁自然保護局計画課自然環境調査室(1997)都道府県別メッシュマップ 01 北海道⑦. 財団法人自然環境研究センター, 東京, p1-153
- 川口桂三郎(1987)土壌学概論. 養賢堂, 東京, p1-279
- 菊池泰二(1988) II 生物生産過程と窒素・リン. 3. デトライタスフィーダー. 漁業からみた閉鎖性海域の窒素・リン規制. 恒星社厚生閣, 東京, p19-31
- 越川昌美・高松武次郎(2004)土壌-河川-湖沼系におけるアルミニウムの動態と化学. 地球環境 Vol. 9 No. 1: 83-91
- 越智正(1988) II 生物生産過程と窒素・リン. 4. 貧酸素化. 漁業からみた閉鎖性海域の窒素・リン規制. 恒星社厚生閣, 東京, p48-57
- 前川静弥・加藤清敏・桜井正則(1966)アスコルビン酸をいんぺい剤とするアルミノン吸光度法による鉄鋼中のアルミニウム定量法. 分析化学. Vol115: 852-855
- 松中照夫(2004)土壌学の基礎. 農山漁村文化協会, 東京, p1-389
- 水島敏博(1983)4. アマモ場におけるホッカイエビの生態と生産. 藻場・海中林. 恒星社厚生閣, 東京, p57-74
- 森下郁子(1985) I 富栄養化と生物指標. 5. 河口域における富栄養化と底性生物の指標性. 沿岸海域の富栄養化と生物指標. 恒星社厚生閣, 東京, p75-83
- 村上彰男(1987) I-1 処理水と漁業. 下水処理水と漁場環境. 恒星社厚生閣, 東京, p9-18

- 中標津町(1981)中標津町史. 中標津町, 中標津, p384-389
- 夏原由博(2003)草地と樹林地の配置が動物群集にどう影響するか. 日草誌 48(6) : 536-541
- 根室管内漁協専務参事会(1976)風蓮系・野付湾内系河川環境調査報告書. 根室管内漁協専務参事会, 根室, p1-22
- 根室地区水産技術普及指導所標津支所(2003)風蓮湖ヤマトシジミ漁場底質環境調査報告書. 根室地区水産技術普及指導所標津支所, 根室, P1-6
- 日本水産資源保護協会(2005)水産用水基準. 日本水産資源保護協会, 東京, p1-24
- 日本草地学会(2004)草地科学実験・調査法. 全国農村教育協会, 東京, p1-587
- 日本鳥学会(2000)日本鳥類目録改訂第6版. 日本鳥学会, 京都, p1-345
- 西沢敏(1988)Ⅱ生物生産過程と窒素・リン. 2. プランクトンフィーダー. 漁業からみた閉鎖性海域の窒素・リン規制. 恒星社厚生閣, 東京, p12-18
- 農林水産省農林水産技術会議事務局(1987)日本飼養標準・乳牛. 中央畜産会, 東京, p1-107
- 岡島秀夫(1989)土の構造と機能. 複雑系をどうとらえるか. 農山漁村文化協会, 東京, p1-268
- 小川吉雄(2000)地下水の硝酸汚染と農法転換. 流失機構の解析と窒素循環の再生. 農山漁村文化協会, 東京, p1-195
- 小倉紀雄(1992)調べる・身近な水. 講談社, 東京, p1-161
- 大類清和・生原喜久雄・相場芳憲(1992)降雨イベントでの渓流水の溶存物質の流出特性と流出成分の分離. 日本林学会誌, 74(3), 203 - 212
- 斉藤雄之助(1987)Ⅱ処理水の水産生物への影響. 5. 藻場植物. 下水処理水と漁場環境. 恒星社厚生閣, 東京, p67-79
- 佐々木章晴(2009)根釧地方の酪農開発が自然環境に与える影響. 日草誌 55(3) : 252-263
- 佐々木章晴(2014)これからの酪農経営と草地管理. 農山漁村文化協会, 東京, p1-142
- 佐々木章晴(2016)野付湾流入河川における流域土地利用による河川水質への影響. 環境情報科学学術研究論文集 30 : 123-128
- 佐々木章晴(2017)草地と語る マイペース酪農ことはじめ. 寿郎社, 札幌, p1-221
- 写真化学(1999)ランド撮図. 株式会社写真化学, 東京, CD-ROM
- 高田令子(2000)根室支庁管内鳥類リスト. 根室市博物館開設準備室紀要 15 : 95-114
- 山岸 哲・樋口広芳(2002)これからの鳥類学. 裳華房, 東京, p1-506
- 山田浩之・中村太士(2003)河畔緩衝帯の生態学的意義と草地開発が水辺の生態系に及ぼす影響. 日草誌 48 : 548-556
- 和田実・中島美和子・前田広人(2002)粘土散布による赤潮駆除. 日本水産学会監修. 有害・有毒藻類ブルームの予防と駆除. 恒星社厚生閣. 東京, 121-133
- 渡辺和彦(1995)農業技術体系. 土壌施肥編 4. 迅速養分テスト法. 農山漁村文化協会, 東京, p210-232
- 渡辺競(1987)Ⅱ処理水の水産生物への影響. 2. 排水の海域での挙動. 下水処理水と漁場環

境. 恒星社厚生閣, 東京, p19-54

山田真知子(1985) I 富栄養化と生物指標. 2. 富栄養化と植物プランクトンの指標性. 沿岸
海域の富栄養化と生物指標. 恒星社厚生閣, 東京, p27-40

油津雄夫(2001)北国の川と森林. 日本の水環境 1 北海道編. 日本水環境学会編, 技報堂,
東京, p1-6

3. 根釧地方における酪農生産構造の現状

3. 1. はじめに

酪農場系から発生し周辺環境中へ排出される代表的な物質として窒素がある。酪農場系において、生産に使われず最終的に流出していく窒素を「余剰窒素」と定義し、北海道根釧地方以外の地域の実態について述べられた報告がいくつか存在する。これらの報告において、酪農場系全体への窒素投入量の増加によって、余剰窒素が増加することが報告されている(干場 2007, 2008a, 2008b, 2008c)。また、北海道各地の酪農経営体の調査から、飼養形態の違いによって余剰窒素の発生量や窒素利用率は異なると指摘されている(猫本 2006, 2008; 河上 2003)。

北海道根室地方という草地酪農地帯における同様の報告は少ないが、北海道根釧地方の草地酪農生産現場における窒素動態の特色として、以下のことが考えられる。

2007 年現在の北海道根釧地方草地酪農地帯は、草地からの粗飼料を主体とし、購入飼料を給与する経営形態であり、堆肥等の販売はほとんど行われておらず酪農場系内で活用すること基本とする(吉野 2008)。酪農場系に投入される窒素(以下投入窒素)の経路としては、購入飼料と購入肥料がある。搬出される窒素(以下搬出窒素)の経路としては、乳と個体販売による出荷がある。一方余剰窒素の経路としては、堆肥やスラリーの保管期間中の脱窒、草地からの脱窒、草地からの地下浸透や水系への流出が考えられる。このように北海道根釧地方草地酪農地帯の窒素動態は堆肥販売等がある北海道石狩地方・十勝地方の酪農に比べて比較的単純であり、購入飼料と購入肥料、出荷乳量と個体販売を把握することによって、窒素動態を比較的容易に把握できると考えられるとともに(猫本 2006, 2008; 河上 2003)、これらは個々の酪農経営体の経営目標によって左右されることが予想される(吉野 2008)。

吉野(2008)は、北海道根釧地方の酪農経営体の経営目標から見た場合大きく 2 つのグループに分けられることを指摘している。1 つは農業粗収益の拡大に注目するグループであり、生産コストの圧縮よりも生産乳量の拡大を経営目標とするグループである。このグループでは個体乳量を上昇させる必要があること、乳牛飼養頭数を拡大する必要があることから、購入飼料の給与量と草地からの粗飼料の給与量を増加させる必要があると考えられる。北海道根釧地方は限界まで草地開発が進んでいる(佐々木 2009; 吉野 2008)現状では、草地面積は拡大することは難しく、粗飼料の収量増加のために購入肥料の施用量も増加すると考えられ、草地単位面積当たりの成牛換算乳牛飼養頭数(以下乳牛飼養密度)は増加すると考えられる。購入飼料および購入肥料の投入量の増加が予想されることから、酪農場系全体への窒素投入量は増加すると考えられ、余剰窒素は増加することが予想される(干場 2007, 2008a, 2008b, 2008c)。以下このグループを「農業粗収益拡大を志向するグループ」とする。

もう 1 つは農業所得率に注目するグループであり、生産乳量の拡大よりも生産コストの圧縮を経営目標とするグループである。このグループでは個体乳量を上昇させる必要性が薄いこと、乳牛飼養頭数を拡大する必要性も薄いことから、購入飼料の給与量と草地からの粗飼料の給与量を増加させる必要性も薄くなると考えられる。粗飼料の収量増加の必要性も薄い

ことから購入肥料の施用量も増加しないと考えられ、乳牛飼養密度は増加しないと考えられる。購入飼料および購入肥料の投入量の増加しないことが予想されることから、酪農場系全体への窒素投入量は増加しないと考えられ、余剰窒素は増加しないことが予想される(干場 2007, 2008a, 2008b, 2008c)。以下このグループを「農業所得率増加を志向するグループ」とする。

このように、農業粗収益拡大を志向するか農業所得率増加を志向するという経営目標の違いによって(吉野 2008)、乳牛飼養密度は変化することが予想され、窒素投入量や余剰窒素量は変化することが予想される。

そこで経営目標の違いにより、乳牛飼養密度、窒素投入量、余剰窒素発生量どのように変化するかについて検討することとした。

一方、北海道の酪農生産現場では一般に、草地更新後年数が経過するとシバムギ、リードカナリーグラス、ギシギシなどの雑草が増加し、草地更新を余儀なくされる(飯田ら 2009, 竹田 2004)。その一方で、数十年以上草地更新を行わなくとも、イネ科牧草の割合を低下させていない例も見られる(佐々木 2014, 佐々木 2017)。北海道の酪農生産現場において、草地のイネ科牧草がどのような理由で衰退していくのか、現在までにはっきりとした結論は出されていない。そこで植生、ここではイネ科牧草に影響を与える土壌要因が何かを明らかにするために調査と分析を行った。

3. 2. 材料と方法

3. 2. 1. 酪農生産構造と窒素動態

調査対象牧場は北海道根釧地方別海町および中標津町の合計 21 戸である。全戸草地型酪農である。粗飼料は草地からの牧草のみとなっている。購入飼料は全戸購入している。調査年度は 2005 年, 2007 年である。調査年度は複数年度に渡っているが、2008 年度から顕著となった購入飼料・購入肥料価格の高騰以前であるため、以下の解析には影響は無いと考えられる。

各牧場の飼養形態を以下に示す。O 牧場は 2007 年現在フリーストール牛舎であり放牧は行っていなかった。P, Q, R, S, T, U の各牧場は 2005 年現在フリーストール牛舎であり放牧は行っていなかった。K, L, M, N の各牧場は 2005 年現在スタンションまたはタイトストール牛舎であり、時間制限放牧を行っていた。A, B, C, D, E, F, G, H, I, J の各牧場は、2007 年現在すべて粗放的な昼夜放牧を実施していた。

まず聞き取りによって、農業粗収益に注目するか、農業所得率に注目するかを確認した(吉野 2008)。これにより「農業粗収益拡大を志向するグループ」を O, P, Q, R, S, T, U 及び K, L, M, N の 11 牧場とし、「農業所得率増加を志向するグループ」を A, B, C, D, E, F, G, H, I, J の 10 牧場とした。このグルーピングを元に、以下の調査と解析を行った。

各牧場に聞き取りを行い、草地面積の数値を得た。また乳用群検定(以下乳検)の結果より、成牛頭数と育成牛頭数の数値を得て成牛換算飼養頭数を算出し、草地面積で除して成牛換算

乳牛飼養密度(以下乳牛飼養密度)を算出した。

乳検の結果と聞き取りにより、購入飼料給与量の数値を得た。聞き取りにより購入飼料の窒素含量の数値を得て(農林水産省農林水産技術会議事務局編 1995)、これに購入飼料給与量に乗じて購入飼料からの窒素投入量(以下購入飼料からの窒素投入量)を算出した。同じく聞き取りにより購入肥料の投入量と購入肥料の窒素含量の数値を得て、窒素肥料の投入量(以下購入肥料からの窒素投入量)の数値を得た。購入飼料からの窒素投入量に購入肥料からの窒素投入量を加えて、農場全体の窒素投入量とした。なお、各牧場草地のマメ科率の平均は、10%以下であったため、マメ科窒素固定については考慮しなかった。

乳検の結果より、1頭当たり年間乳量の数値を得た。同じく総乳量および乳タンパク質の数値を得て、乳による搬出窒素量を算出した。また聞き取りにより個体販売数を把握し、出荷月齢から出荷時体重を推定し、個体販売による搬出窒素量を算出した(農林水産省農林水産技術会議事務局編 1987)。乳による搬出窒素量に個体販売による搬出窒素量を加えて農場全体の搬出窒素量とした。

求めた農場全体の窒素投入量から農場全体の搬出窒素量を差し引いたものを、農場全体の余剰窒素量とした。また、農場全体の搬出窒素量から農場全体の窒素投入量を除したものを農場全体の窒素利用率とした。

乳検の結果より、1頭当たり年間乳量および乳タンパク質、聞き取りにより乳牛の体重の数値を得て、1日1頭あたりのTDN要求量を算出した(農林水産省農林水産技術会議事務局編 1987)。聞き取りにより購入飼料給与量および、購入飼料のTDN含量の数値を得て、これに購入飼料給与量に乗じて購入飼料からのTDN摂取量(以下購入飼料からのTDN摂取量)を算出した。さらに、1日1頭あたりのTDN要求量から購入飼料からのTDN摂取量を差し引いて草地からのTDN摂取量を算出し、これを草地からのTDN生産量とした。

3. 2. 2. 酪農生産構造と草地との関連

西別川支流源流部8カ所(Fig. 2-1 d~i)、当幌川支流2カ所(M牧場)(Fig. 2-1 j, k)流域の草地、および西別川流域以外における参考地点として酪農家6戸の草地6枚(1~q)を調査地点とした。

これらの草地はいずれも更新時にチモシー、オーチャードグラス、白クローバを播種されていた採草地であり、調査時点で新播草地(草地更新後2年以内)、経年草地(草地更新後3年以上)いずれも存在していた。土壌は未熟火山性土、黒色火山性土、厚層黒色火山性土、泥炭土であった(佐々木ら1979)。調査は1番草収穫、追肥後、1ヶ月以上経過した2010年8月上旬に一斉に実施した。草地への物質投入量の把握は、2. 2. 4. と同様に行った。また、冠部被度と土壌化学性の調査は、2. 2. 5. と同様に行った。

3. 3. 結果

3. 3. 1. 酪農生産構造と窒素動態

北海道根釧地方において、A～Jの「農業所得率増加を志向するグループ」は、約100戸程度であり、全酪農家戸数1479戸の6.7%程度である（Table 1-5）。このグループのほとんどは「マイペース酪農運動」に参加しており、A～Jはその構成農家である（Table 3-1, Table 3-2）（三友2000, 吉野2008, 佐々木2017）。北海道根釧地方の酪農家の90%以上は「農業粗収益拡大を志向するグループ」に属すると考えられる。

草地面積は、A～Jの「農業所得率増加を志向するグループ」では45～72ha、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」では45～120haと、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」の方が草地面積は大きい傾向が見られた（Table 3-2）。

成牛換算頭数は、A～Jの「農業所得率増加を志向するグループ」では35～59頭、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」では54～280頭と、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」の方が飼養頭数は大きい傾向が見られた（Table 3-2）。

A～Jの「農業所得率増加を志向するグループ」に比べてK～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」は、草地面積で最大2.7倍程度大きい一方、成牛換算頭数は8倍程度も大きかった。そのため成牛換算飼養密度は、A～Jの「農業所得率増加を志向するグループ」では0.64～1.11頭/ha、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」では1.13～2.33頭/haと、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」の方が成牛換算飼養密度は大きい傾向が見られた（Table 3-2）。

草地生産性は、A～Jの「農業所得率増加を志向するグループ」では1592～2694kg/ha、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」では1030～3987kg/haと、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」の方が草地生産性は大きい傾向が見られた（Table 3-2）。

またha当たりの年間乳量は、A～Jの「農業所得率増加を志向するグループ」では3163～6211kg/ha、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」では5357～13563kg/haと、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」の方がha当たりの年間乳量は大きい傾向が見られた（Table 3-2）。K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」はA～Jの「農業所得率増加を志向するグループ」に比べて、草地生産性を大きくしていること、また成牛換算飼養密度を大きくしていること、すなわち草地1ha当たりのTDN生産量を増加させ乳牛飼養頭数も増加させている特徴が明らかになった。次に、これらのことを可能にしている物質的背景について検討する。

農場全体へのha当たり投入窒素は、A～Jの「農業所得率増加を志向するグループ」では26.2～57.0kg/ha、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」では98.8～219.9kg/haと、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」の方が投入窒素は大きい傾向が見られた（Table 3-1）。

農場船体の生産量の指標である農場全体からのha当たり搬出窒素は、A～Jの「農業所得率増加を志向するグループ」では15.9～31.1kg/ha、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」では30.1～76.2kg/haと、K～Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」の方が搬出窒素は大きい傾向が見られた（Table 3-1）。

しかし、A~Jの「農業所得率増加を志向するグループ」に比べてK~Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」は、投入窒素で最大8.4倍程度大きい一方、搬出窒素は4.8倍程度の大きさであった。そのため窒素利用率は、A~Jの「農業所得率増加を志向するグループ」では49.2~71.0%、K~Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」では23.2~43.3%と、K~Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」の方が窒素利用率は小さい傾向が見られた (Table 3-1)。同様に、環境中に放出されると考えられる余剰窒素は、A~Jの「農業所得率増加を志向するグループ」では10.3~28.9kg/ha、K~Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」では67.2~142.4kg/haと、K~Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」の方が余剰窒素は大きい傾向が見られた (Table 3-1)。

これらのことから、A~Jの「農業所得率増加を志向するグループ」に比べてK~Uの「農業粗収益拡大を志向するグループ」は、投入窒素を大きくして生産量を拡大している一方、窒素の利用効率は低く、環境中へ放出される余剰窒素が大きくなっている特徴が明らかになった。次に、農場全体へのha当たり投入窒素量とTDN生産性、乳量との関連を検討する。

農場全体へのha当たり投入窒素量と草地のTDN収量(生産性)との間には明確な相関関係は見られなかった($R=+0.42(P>0.05)$) (Fig. 3-1)。しかし、農場全体へのha当たり投入窒素量とha当たり年間乳量との間には正の相関関係が見られた($R=+0.86(P<0.05)$) (Fig. 3-2)。農業粗収益を拡大するためには生産乳量を拡大する必要があり、生産乳量を拡大するために投入窒素量を増大させる必要があることが明確に示された。一方投入窒素量の増加が必ずしも草地生産性の増加をもたらさなかった要因として、投入窒素の由来、すなわち化学肥料由来か購入飼料由来かによって、実際に草地に投入される窒素量は変動すると考えられる。次に、化学肥料及び購入飼料と農場全体へのha当たり投入窒素量の関係を検討した。

化学肥料由来窒素量と農場全体へのha当たり投入窒素量との間には正の相関関係が見られた($R=+0.85(P<0.05)$) (Fig. 3-3)。また、購入飼料由来窒素量と農場全体へのha当たり投入窒素量との間には正の相関関係が見られた($R=+0.96(P<0.05)$) (Fig. 3-4)。このように化学肥料由来窒素量、購入飼料由来窒素量ともに農場全体へのha当たり投入窒素量との間の相関関係が見られ、農場全体へのha当たり投入窒素量を左右するのは化学肥料と購入飼料であることが明らかになった。また、農場全体へのha当たり投入窒素量における化学肥料由来窒素量は4.2~57.6kg/haなのに対し購入飼料由来窒素量は20.5~154.2kg/haと大きく (Table 3-1)、農場全体へのha当たり投入窒素量を増加させる要因として購入飼料が大きい割合を占めることも明らかになった (HAYAKAWA. et. al 2009)。次に、農場全体へのha当たり投入窒素量の増加によって、農場全体の窒素収支がどのように変化するかについて検討した。

農場全体へのha当たり投入窒素量と乳などの生産物として持ち出される農場全体のha当たりの搬出窒素量との間には正の相関関係が見られた($R=+0.90(P<0.05)$) (Fig. 3-5)。一方、農場全体へのha当たり投入窒素量と窒素利用率との間には、負の相関関係が見られ($R=-0.83, P<0.05$) (Fig. 3-6)、農場全体へのha当たり投入窒素量と農場全体のha当たりの余

剰窒素量との間には正の相関関係が見られた ($R=+0.99$ ($P<0.05$)) (Fig. 3-7)。これらのことから、投入窒素量の増加にともなって乳などの生産物量は増加するものの (Fig. 3-2, Fig. 3-5)、窒素利用率は低下し環境中に放出される余剰窒素量が増加することが明らかになった (Fig. 3-6, Fig-3-7)。このことが、投入窒素量の増加によって河川水中硝酸態窒素濃度が増加する要因であると考えられた (Fig. 2-10)。

Table 3-1 調査牧場の投入窒素 搬出窒素 余剰窒素 窒素利用率

調査 牧場	投入N kg/ha			搬出N kg/ha			余剰N kg/ha	窒素利用率 %
	全体	飼料と して	肥料と して	全体	乳と して	個体販売 として		
A	38.8	32.5	6.2	27.5	27.4	0.10	11.3	71.0
B	45.7	34.7	11.0	28.6	28.4	0.11	17.1	62.5
C	29.7	24.5	5.2	18.3	18.2	0.07	11.4	61.5
D	53.8	44.4	9.4	31.1	31.1	0.05	22.7	57.8
E	57.0	52.3	4.7	28.0	28.0	0.07	28.9	49.2
F	46.4	42.6	3.8	30.4	30.3	0.09	16.0	65.4
G	26.2	21.9	4.2	15.9	15.8	0.06	10.3	60.7
H	41.9	34.8	7.2	23.8	23.7	0.09	18.2	56.6
I	52.4	47.4	5.0	28.3	28.2	0.09	24.1	54.1
J	28.4	20.5	7.9	16.4	16.4	0.04	12.0	57.8
K	98.8	41.2	57.6	30.1	30.0	0.09	67.2	30.5
L	159.4	112.5	46.9	37.2	37.1	0.10	120.7	23.3
M	129.7	83.1	46.5	33.7	33.6	0.11	94.5	26.0
N	111.3	53.6	57.6	42.9	42.8	0.17	67.0	38.6
O	136.1	129.0	7.1	56.3	56.1	0.21	79.7	41.4
P	172.9	122.9	50.0	63.2	63.0	0.17	108.4	36.5
Q	160.2	110.2	50.0	69.4	69.3	0.14	89.4	43.3
R	196.0	146.0	50.0	70.3	70.0	0.33	124.6	35.9
S	219.9	154.2	65.7	76.2	76.0	0.23	142.5	34.6
T	164.7	117.7	46.9	42.1	42.0	0.12	121.1	25.6
U	143.9	93.9	50.0	43.1	43.0	0.14	99.3	30.0

Table 3-2 調査牧場の草地面積 成牛換算頭数 成牛換算飼養密度 年間乳量 草地生産性

調査牧場	草地面積 ha	成牛換算頭数 頭	成牛換算飼養密度 頭/ha	年間乳量			草地生産性 TDNkg/ha
				t/農場/年	kg/ha/年	kg/頭/年	
A	54	60	1.11	296	5481	6435	2694
B	61	68	1.11	347	5689	6940	2686
C	72	54	0.75	262	3639	6238	1726
D	57	59	1.04	354	6211	6808	2444
E	47	49	1.04	263	5596	6415	2045
F	56	58	1.03	339	6054	7533	2432
G	49	40	0.81	155	3163	4844	1754
H	45	46	1.02	213	4733	5917	2246
I	53	57	1.08	299	5642	6644	2256
J	55	35	0.64	180	3273	6000	1529
K	56	63	1.13	300	5357	6000	2550
L	45	54	1.20	298	6622	6930	1030
M	55	65	1.18	330	6000	6600	1644
N	55	88	1.59	420	7636	6563	3758
O	75	154	2.05	842	11227	7386	3348
P	80	136	1.70	900	11250	8911	3133
Q	84	128	1.52	1039	12369	10602	3562
R	120	280	2.33	1500	12500	8333	3987
S	64	132	2.06	868	13563	9137	3626
T	80	105	1.31	600	7500	7500	1366
U	56	74	1.32	430	7679	7963	2132

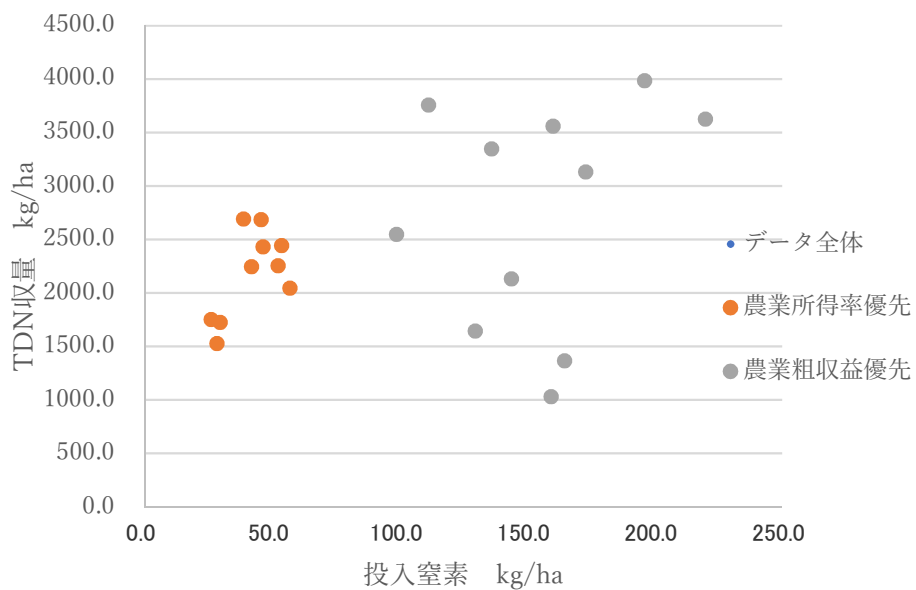


Fig. 3-1 窒素投入と草地の TDN 収量との関係

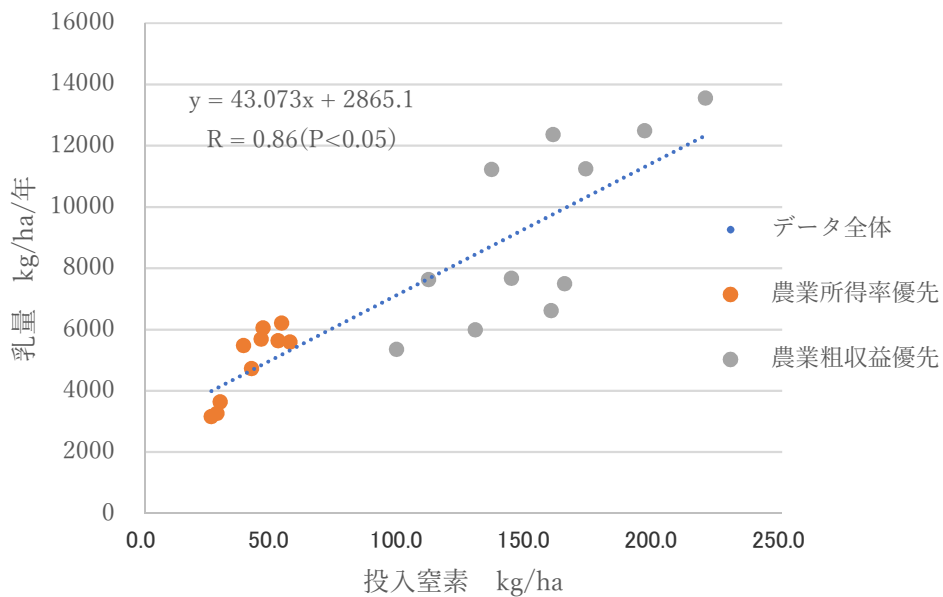


Fig. 3-2 窒素投入と ha 当たり乳量との関係

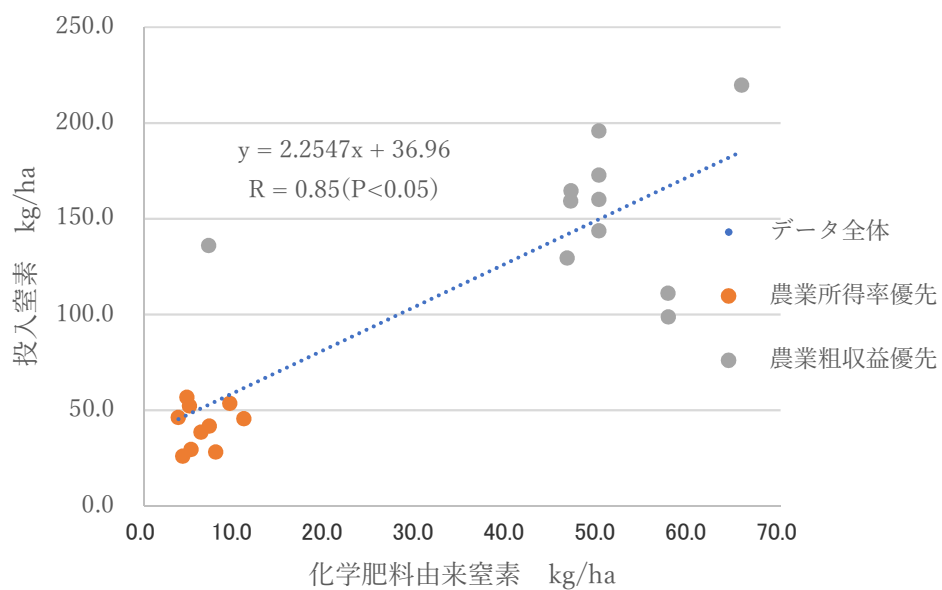


Fig. 3-3 化学肥料由来窒素量と窒素投入の関係

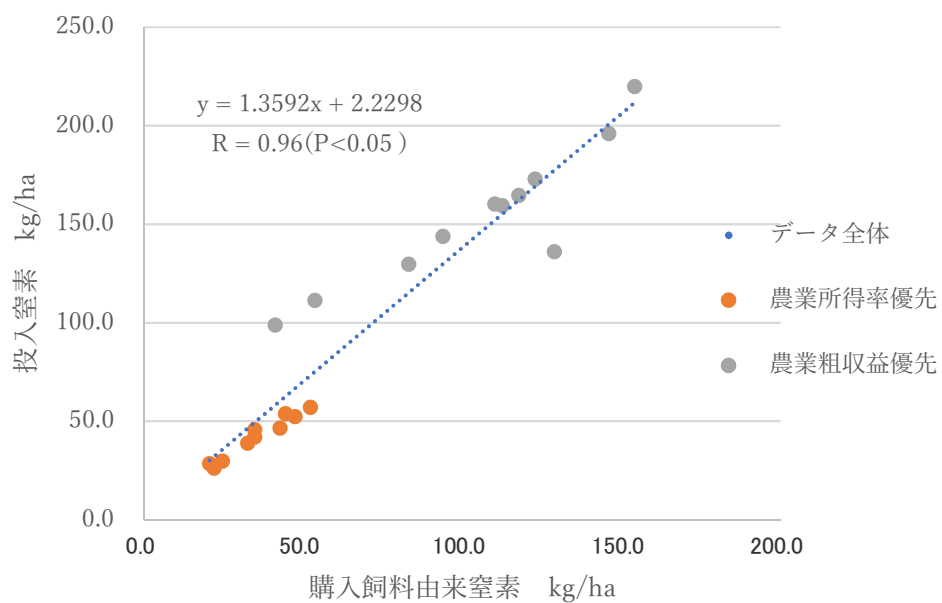


Fig. 3-4 購入飼料由来窒素量と窒素投入の関係

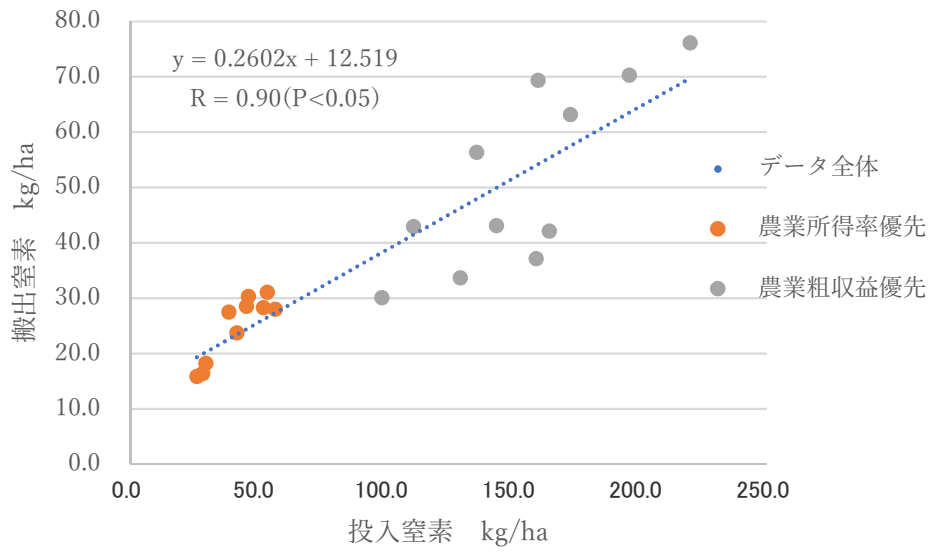


Fig. 3-5 窒素投入と搬出窒素の関係

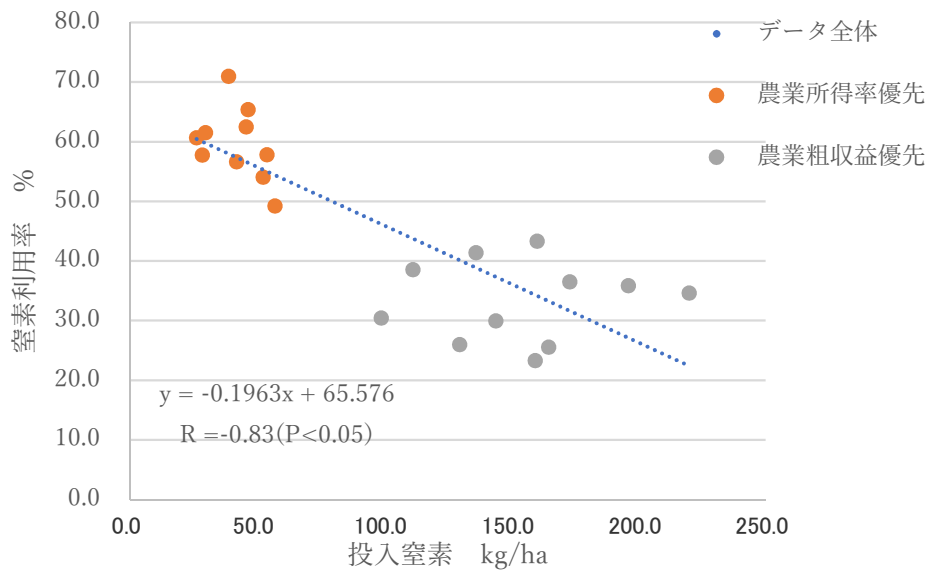


Fig. 3-6 窒素投入と窒素利用率の関係

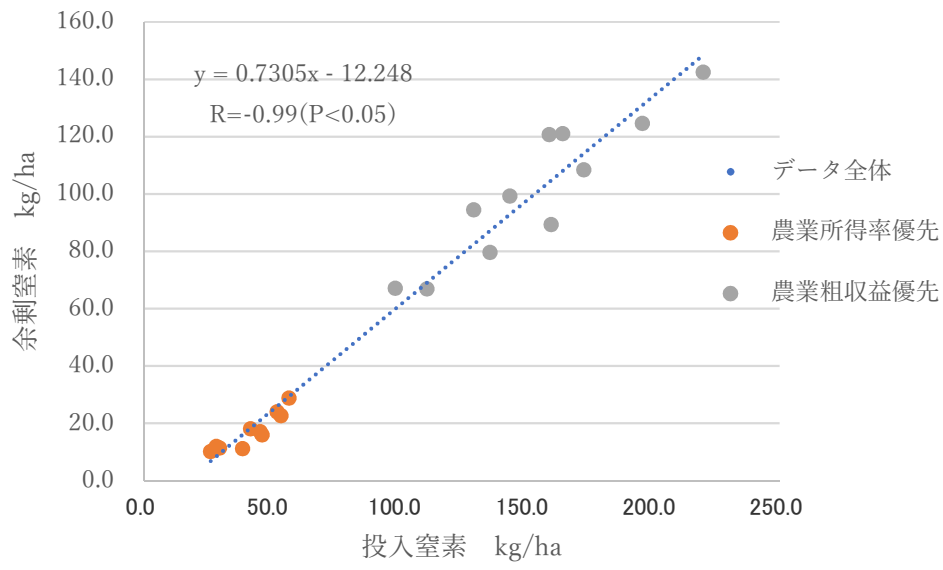


Fig. 3-7 窒素投入と余剰窒素の関係

3. 3. 2. 酪農生産構造と草地との関連

Table 3-3 に、土壤化学性とイネ科草% (冠部被度) との相関関係を示した。交換性 CaO とイネ科草%との間には正の相関関係が見られた ($R=+0.63$ ($P<0.05$)) (Table 3-3, Fig. 3-8)。pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al とイネ科草%との間には負の相関関係が見られた ($R=-0.57$ ($P<0.05$)) (Table 3-3, Fig. 3-8)。このように、交換性 CaO が増加するとイネ科草%は増加する傾向が見られ、pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al が増加するとイネ科草%は減少する傾向が見られた。佐々木 (2014, 2017) は、土壤交換性 Al の増加によってイネ科牧草%が低下することを指摘している。また、土壤溶液中の Al 濃度の増加によってオーチャードグラスやチモシーの生育が抑制される既往の研究も存在する (天北農試 1984)。今回の調査結果は、土壤中の各種形態の Al の存在が、イネ科草に負の影響を与えている可能性を改めて示唆する結果となった。

しかしながら、土壤アルミニウム反応性 Al (イオン態 Al) とイネ科牧草%の間には有意な相関関係が見られなかった (Fig. 3-10)。その一方で土壤中 pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al とアルミニウム反応性 Al (イオン態 Al) との間には正の相関関係が見られた ($R=+0.76$ ($P<0.05$)) (Fig. 3-11)。このことは、イネ科牧草に負の影響を与えているのはイオン態 Al のみではない可能性を示唆していた。

Table 3-3 土壤化学性とイネ科草%
(冠部被度) との相関関係

	イネ科 草%
ブレイ第 2 法 P_2O_5	+0.30 ^{NS}
交換性 Na	-0.21 ^{NS}
交換性 K_2O	+0.25 ^{NS}
交換性 CaO	+0.63 ^{**}
交換性 MgO	+0.52 [*]
pH4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al	-0.57 ^{**}
アルミニウム反応性 Al	-0.11 ^{NS}

** : 95%で有意 * : 90%で有意 NS : 有意性なし

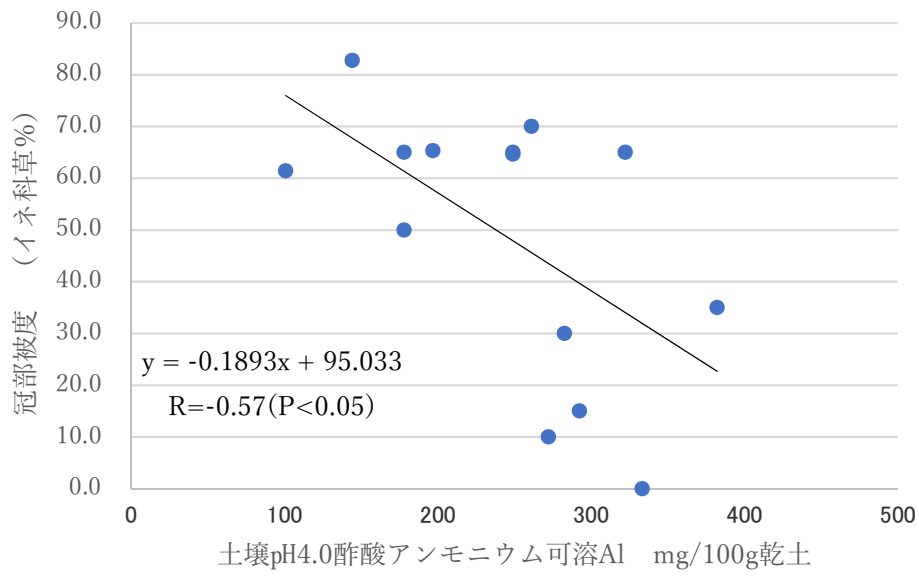


Fig. 3-8 土壤pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶アルミニウムとイネ科牧草の関係

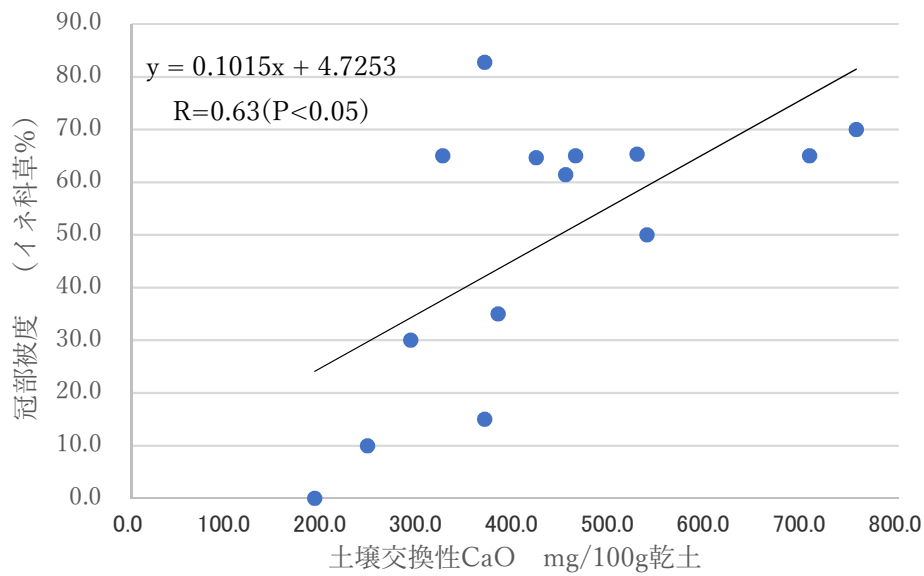


Fig. 3-9 土壤中の交換性 CaO とイネ科牧草の関係

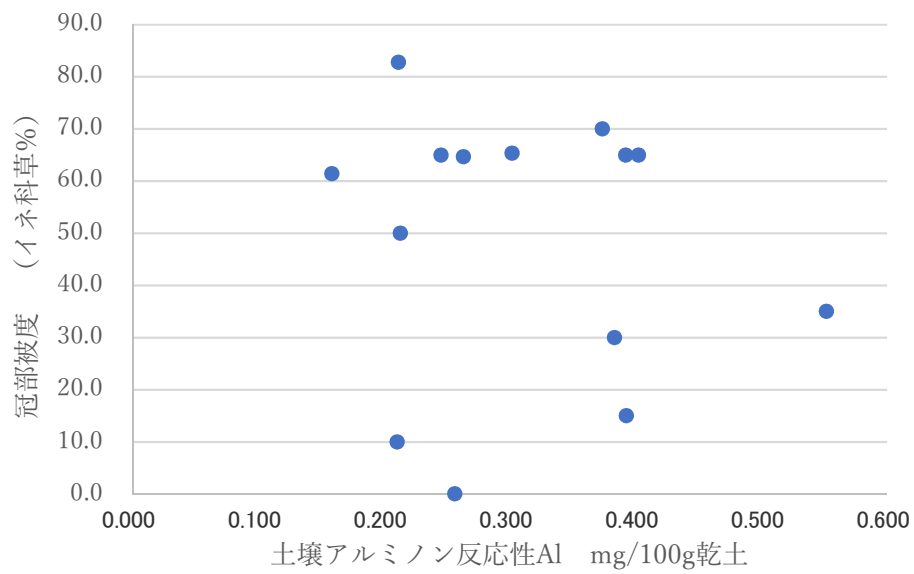


Fig. 3-10 土壤アルミノン反応性アルミニウムとイネ科牧草の関係

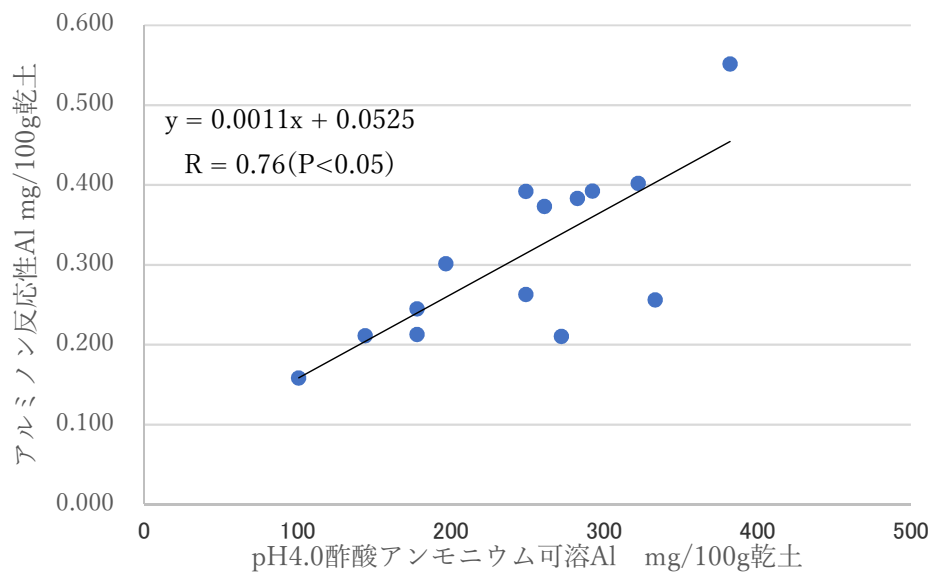


Fig. 3-11 土壤中pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶アルミニウムとアルミノン反応性アルミニウムとの関係

3. 4. 考察

3. 4. 1. 酪農生産構造と物質循環の関連

酪農場系への窒素投入量を左右するのは、化学肥料の使用量と購入飼料の使用量であった (Fig. 3-3, Fig. 3-4)。化学肥料および購入飼料の使用量が增大すると、窒素投入量が増大した。

窒素投入量が增大すると、酪農場系から乳として搬出される搬出窒素量が增大するもの (Fig. 3-5)、環境中に放出される余剰窒素量も増大し (Fig. 3-7)、結果的に窒素利用率は低下した (Fig. 3-6) (干場 2007, 干場 2008a, 干場 2008b, 干場 2008c, 河上 2003, 猫本 2006, 猫本 2008)。

これらのことから、酪農場系への窒素投入量を増大させるのは化学肥料と購入飼料であること、窒素投入量の増大は余剰窒素量を増大させることが示され、このことが草地および周辺環境への窒素負荷が増大する要因であると考えられた (河上 2003, 佐々木 2017)。次に、化学肥料と購入飼料の消費量を増大させている原因について考察する。

3. 4. 2. 酪農生産構造と乳生産性

酪農場系への窒素投入量が增大すると、乳生産量は増大する傾向が見られた (Fig. 3-2)。窒素投入量を増大させる、すなわち化学肥料と購入飼料の使用量を増大する動機として、乳生産量を拡大させることが考えられた (干場 2007, 干場 2008a, 干場 2008b, 干場 2008c, 河上 2003, 猫本 2006, 猫本 2008, 佐々木 2017)。

乳生産量を拡大させる要因として、現在政策的に酪農家からの買取乳価がほぼ一定であること、および化学肥料と購入飼料の価格が 2008 年までは低く維持されてきたことが指摘されている (岩崎 2006, 岩崎 2010, 吉野 2008, 佐々木 2014)。つまり、買取乳価が常に一定で、増産による買取乳価の低下が発生しない現状では、各酪農家の経営行動として、化学肥料および購入飼料の消費量拡大という生産コストの増大を伴っても、乳量を拡大させ農業粗収益を増大させる傾向が強まると考えられる (吉野 2008, 佐々木 2014, 佐々木 2017)。このことが結果として、生産乳量の拡大を助長し、化学肥料および購入飼料の消費量を増大させてきたと考えられる。

3. 4. 3. 酪農生産構造と草地との関連

草地の植生の変化については、種間競争とニッチ分化の観点から (Berendse 1983)、あるいは植物にとって必要な資源勾配と植物の分布について、特に栄養塩類と植物の分布の関係の観点から (Tilman 1984) 論じられてきた。栄養塩では特に硝酸態窒素と植生との関連が論じられてきた (ブリン・グリーン 1999)。日本でも窒素肥料を多く施用すると、イネ科牧草の割合が高まる傾向が指摘されている (北海道立根釧農業試験場 1987)。

これらのことから、草地への窒素肥料の施用は積極的に奨励されており、草地への人為的窒素投入量が増加することはイネ科牧草という栄養収量 (TDN 収量および粗タンパク質収量) が増加することからも望ましいとされている (北海道立根釧農業試験場 1987)。

しかしその一方で、草地更新直後の数年間はイネ科牧草が優先するものの、草地の経年化によってシバムギなどのイネ科雑草が増加することが指摘されている（飯田ら 2009）。

これは、土壌固相率は経年化によって増加すること、すなわち土壌物理性の悪化がまず指摘されている。原因として牛の接地圧(2.8kg/cm²)および大型作業機械の接地圧(2.0kg/cm²)があげられることが指摘されている（豊田 1999）。

また、家畜糞尿の多量連用は、表層に窒素が著しく富化し(易分解性窒素で 10mg/100g 乾土)、カリウムも地下 60cm にわたって集積し、カルシウムは全層に渡り溶脱されるという指摘や（沢口 1995）、畜産経営では、大量の無機要素が家畜を通して草地と畜舎の間を移動しており、家畜糞尿の還元量によって貧栄養、富栄養のいずれかの危険にさらされること、および経年化で 2cm までの表層 pH は低下することも指摘されている（山神 1995）。これは、雨水による塩基の洗脱と、肥料に由来する硫酸イオン、硝酸イオンが当量的に塩基を溶脱させることによるとされている（山神 1995）。このことは、作土の下部まで酸性化する場合もある一方、炭カルの pH 矯正効果は 2cm までとされている（山神 1995）。草地は畑地に比べ嫌氣的であるため有機物の分解は遅く、窒素供給能は小さいことが指摘されている（山神 1995）。マメ科は、pH、リン酸、塩基の影響を強く受け、チモシーなどのイネ科牧草は pH、置換性カリウムと収量は無関係である一方、リン酸、マグネシウムによって収量は増加することが指摘されている（山神 1995）そして、クローバ類などのマメ科は窒素の増加で減少し、リン酸、カリウムの増加で増加すること、カリウム欠乏およびリン酸欠乏ではイネ科牧草が衰退し、イネ科雑草が増加すること、植生悪化は、草地利用上の問題(過放牧など)による裸地の発生により、裸地から地下系型イネ科が侵入するパターンが多いことも指摘されている（山神 1999）。

このように、化学肥料と家畜糞尿の大量施用、すなわち人為的窒素投入量の増大と草地の経年化は、土壌理化学性を変化させ、結果的に草地植生を変化させる可能性が指摘されている。一方、土壌理化学性だけではなく土壌微生物に関する指摘も存在する。

pH とカルシウムは表層では低下し、炭素、窒素、リン酸、カリウム、マグネシウムは表層に集積し、また表層 2cm では C/N 比が高くなることが指摘されている（小林 1999）。そして、酸性化が進行すると糸状菌が優勢となる一方、良好な熟畑土壌では、細菌が優勢となることが指摘されている（小林 1999）また、草地表層 2cm は、好氣的条件であり糸状菌が優占し、多糖類の分解が行われること、5cm 以下は、嫌氣的条件であり、嫌氣性細菌が優先することも指摘されている（西尾 1999）。このように、草地の理化学性の変化と草地の経年化は、土壌微生物相にも変化をもたらすことも指摘されている。

一般に、化学肥料と家畜糞尿の大量施用、すなわち人為的窒素投入量の増大と草地の経年化による土壌の変化と草地植生への負の影響は避けられないものとされている。その一方で、経年化すなわち不耕起化は正の影響を与えるとの報告も存在する。

火山灰土壌で 8 年間不耕起栽培を実施し、次の事項が明らかとなった事例を挙げる（金澤 1999）。土壌水分は、土壌構造が壊されないために保水性は良好となった。これは耐水団粒

が増加した結果であった。表層 5cm までの有機物含量(T-C 及び T-N)は増加した。一方、表層 10cm まではカルシウムが溶脱し、酸性化しやすいことも指摘されている(溶脱されたカルシウムは地下 20cm 以深に蓄積される)。細菌数は表層 2cm で極めて高く、5-15cm では耕起栽培と同程度、糸状菌は表層から 15cm まで不耕起は高いことが指摘されている。炭素及び窒素が表層では多いことから、有機物量の増加に関係していると指摘されている。微生物バイオマス窒素(微生物に蓄積されている窒素)も、5cm までの表層に著しく集積しており、土壌酵素活性(β -グルコシターゼ活性・エクソセルラーゼ活性)も 10cm までの表層で高く、トビムシ、ササラダニ、ミミズは顕著に増加することが指摘されている(金澤 1999)。不耕起栽培の土壌表層は微生物の活性が高いことから、生成されるガム状物質により耐水団粒の形成に深く関わっていると指摘されている(金澤 1999)。これらのことは、草地の経年化は必ずしも草地植生へ負の影響を与えるとは限らない可能性を示唆し、同じ草地の経年化によっても、草地管理および人為的物質投入量の違いによっては草地植生への影響が異なることが考えられる。

ここまでの議論では、土壌の多量要素を中心に展開されてきた。しかしながら、多量要素以外の要因によって草地植生が変化することも指摘されている。

草地更新後 4 年目から旧表層、堆厩肥の分解が完了し、窒素供給能が低下し始め生産量が急減する。土壌 pH は生理的酸性肥料、硝酸イオンによる塩基溶脱で低下する。このため陰イオン相当量の炭カルを散布することが望ましいことが指摘されている(西宗ら 1999)。低 pH で問題となるのは、土壌中アルミニウムの可溶化と根への沈着によるリン酸吸収阻害とされている(笛木 2008)。土壌表層の pH が上昇すると、土壌微生物活性が高まり有機物の分解が促進され、窒素供給量の増加が期待できることが指摘されている(西宗ら 1999, 北海道立天北農業試験場 1984)。また、炭酸カルシウムとよう性リン肥の多投によって、最大の化学的阻害要因である土壌可溶アルミニウムを減少させることはできず、可溶アルミニウムを減少させるのは堆厩肥であるとの指摘も存在する(相馬 1999)。また越川ら(2004)は、土壌への酸性アニオンに存在と土壌塩基飽和度の低下、すなわち多くの場合土壌交換性 Ca0 の低下が、土壌中からのアルミニウムの溶出を促進するとしている(岡島 1989)。

これらのことから、化学肥料と購入飼料の使用量を増大させることによって乳生産量を拡大する一方(Fig. 3-1)、酪農場系への窒素投入量が増大する。酪農場系への窒素投入量の増大は、土壌中の pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al が増加し(Fig. 2-14)、このことがイネ科牧草の割合を低下させると考えられた(Fig. 3-8)。

土壌中の pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al がイネ科牧草を衰退させる、すなわち生育阻害機構については、①土壌低 pH 条件下によるリン酸と Al, Mg の結合と不溶化(有原 1999)、②根の表面に Al が集積することによるリン酸吸収代謝異常とそれに伴う牧草体のリン酸欠乏(天北農試 1984)および根の伸長抑制(有原 1999)、③Al³⁺による土壌微生物量、微生物活性の低下(天北農試 1984)が指摘されている。一方雑草は、牧草よりも根から有機酸をより多く分泌し、この有機酸によって Al³⁺をキレート化し、Al による上記の害を回避している

可能性が指摘されている（有原 1999）。

このことから、化学肥料と購入飼料の使用量増大は乳生産量を増大させるものの、草地土壌中のpH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al も増加させイネ科牧草を衰退させると考えられた。イネ科牧草の衰退と雑草の増加は、草地の飼料価値の低下をもたらす、酪農生産基盤である草地の飼料生産という価値を低下させる恐れがあることが考えられた。

3. 5. 引用文献

- 有原文二 (1999) 現代輪作の方法. 多収と環境保全を両立させる. 農山漁村文化協会, 東京, p1-206
- Berendse, F(1983) Interspecific competition and niche differentiation between *Plantago lanceolata* and *Anthoxanthum odoratum* in a natural hayfield. *Journal of Ecology* 71: 379-90
- グリーン・グリーン(1999) 田園景観の保全. 景観生態学, 戦略, 実践. 農山漁村文化協会, 東京, P30-62
- 笛木伸彦 (2008) テンサイの安定生産に向けた肥培管理法に関する研究. 北海道立農業試験場報告 第 120 号: 1-12
- HAYAKAWA Atsushi, WOLI Krishna Prasad, SHIMIZU Mariko, NOMARU Koji, KURAMOCHI Kanta, HATANO Ryusuke (2009) The nitrogen budget and relationships with riverine nitrogen exports of a dairy cattle farming catchment in eastern Hokkaido, Japan, *Soil Science and Plant Nutrition* 55(6): 800-819
- 干場信司(2007) 酪農生産システム全体から牛乳生産調整問題を考える. 北畜会報 49 別冊: 1-13
- 干場信司(2008a) 原点に戻ろう!. 今こそ大切な循環型酪農. 酪農ジャーナル 2008 年 12 月号: 14-16
- 干場信司(2008b) 私たちが目指す循環農法とは. 循環型農業論. 酪農学園大学 酪農学部酪農学科, 江別, p1-3
- 干場信司(2008c) 循環型畜産の成立条件. 酪農学園大学酪農学部酪農学科, 江別, p37-40
- 北海道立根釧農業試験場(1987) チモシーを基幹とする採草地の効率的窒素施肥法. 昭和 62 年度北海道農業試験場会議資料, 札幌, p1-43
- 北海道立天北農業試験場 (1984) 草地の経年化に伴う土壌酸性化と石灰施用. 昭和 59 年度北海道農業試験場会議資料, 札幌, p1-26
- 飯田憲司・出口健三郎・原仁 (2009) 十勝管内における草地の植生調査に関する報告. 北海道草地研究会報 43: 44-44
- 岩崎徹(2006) 「農業の国際化」と北海道農業の構造変動. 札幌大学「経済と経営」第 36 巻 第 2 号, p151-171
- 岩崎徹(2010) 「グローバル資本主義と農業」に関するいくつかの論点-農業問題研究学会の

- 著作を素材として-。札幌大学「経済と経営」第41巻第1号，p1-21
- 金澤晋二郎(1999)不耕起畑の土壌の特性と生物性。農業技術体系土壌施肥偏 5-①。土壌管理。土壌病害〈1〉，東京，農山漁村文化協会，p132の10-132の16
- 河上博美(2003)酪農生産システムの総合的評価。酪農学園大学大学院酪農学研究科博士論文，江別，p3-4
- 越川昌美・高松武次郎(2004)土壌-河川-湖沼系におけるアルミニウムの動態と化学。地球環境 Vol.9 No.1 : 83-91
- 小林義之(1999)草地の土壌特性とその変化。化学的特性と変化。農業技術体系土壌施肥偏 5-②。土壌管理。土壌病害〈2〉，東京，農山漁村文化協会，p5-15
- 猫本健司(2006)窒素収支からみた糞尿循環利用システムの評価。酪農学園大学大学院酪農学研究科博士論文，江別，p1-8
- 猫本健司(2008)地域内養分循環の促進-実践事例を通して-。循環型農業論。酪農学園大学酪農学部酪農学科，江別，p13-15
- 西宗昭，三木直倫(1999)経年草地の草勢回復と更新。農業技術体系土壌施肥偏 5-②。土壌管理。土壌病害〈2〉，東京，農山漁村文化協会，p35-42
- 西尾道徳(1999)草地の土壌特性とその変化。草地土壌の微生物特性と牧草の生育。農業技術体系土壌施肥偏 5-②。土壌管理。土壌病害〈2〉，東京，農山漁村文化協会，p16-20
- 農林水産省農林水産技術会議事務局編(1987)日本飼養標準。乳牛(1987年度版)。中央畜産会，東京，p1-107
- 農林水産省農林水産技術会議事務局編(1995)日本標準飼料成分表(1995年度版)。中央畜産会，東京，p1-293
- 岡島秀夫(1989)土の構造と機能。複雑系をどうとらえるか。農山漁村文化協会，東京，p1-268
- 佐々木章晴(2014)これからの酪農経営と草地管理。農山漁村文化協会，東京，p1-142
- 佐々木章晴(2017)草地と語る マイペース酪農ことはじめ。寿郎社，札幌，p1-221
- 佐々木龍男・勝井義雄・北川芳男・片山雅弘・山崎慎一・赤城仰哉・山本肇・塩崎正雄・大場与志男・木村清・菊池晃二・近堂祐弘・三枝正彦・中田幹夫(1979)北海道の火山灰と土壌断面集(1)。北海道火山灰命名委員会，札幌，p1-68
- 沢口正利(1995)普通畑・飼料畑土壌の診断。農業技術体系土壌施肥偏 4。土壌診断。生育診断，東京，農山漁村文化協会，p195-212
- 相馬暁(1999)熟畑技術の検討。農業技術体系土壌施肥偏 5-①。土壌管理。土壌病害〈1〉，東京，農山漁村文化協会，p27-30
- 竹田芳彦(2004)持続的な草地生産・北海道における草地生産の現状と草地更新。日本草地学会報 50 : 75-82
- Tilman, G. D(1984)Plant dominance along an experimental nutrient gradient. Ecology 65:1445-53

- 豊田広三(1999)草地の土壌特性とその変化. 物理的特性と経年変化. 農業技術体系土壌施肥偏 5-②. 土壌管理. 土壌病害 〈2〉, 東京, 農山漁村文化協会, p1-4
- 山神正弘(1995)草地土壌の診断. 農業技術体系土壌施肥偏 4. 土壌診断. 生育診断, 東京, 農山漁村文化協会, p229-244
- 山神正弘(1999)草地の土壌管理. 草種構成と土壌管理. 農業技術体系土壌施肥偏 5-②. 土壌管理. 土壌病害 〈2〉, 東京, 農山漁村文化協会, p28-30
- 吉野宣彦(2008)家族酪農の経営改善. 根室酪農専業地帯における実践から. 日本経済評論社, 東京, p1-269

4. アルミニウムと草地および水生生物との関連

4. 1. はじめに

第2章および第3章において、酪農における乳生産量の増大による窒素投入量の増加が土壌中硝酸態窒素濃度を増加させるとともに、肥料コストのトレードオフの関係として炭酸カルシウムよりも窒素を含有した化成肥料が多く散布されることから土壌塩基飽和度が低下する傾向があることを指摘した。これらのことが、土壌中pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al および河川水中酸可溶性 Al (以下易移動性のアルミニウム) を増加させる可能性があることを指摘した (越川ら 2004)。また、この易移動性のアルミニウムが水生生物や水産生物、特にサケマス稚魚に負の影響を与えている可能性(橋本 1989, 和田ら 2002, 佐々木ら 2006), そして草地におけるイネ科草の衰退に影響している可能性について述べた(天北農試 1984, 宝示戸ら 1983, 宝示戸ら 1990)。

これらのことは、いずれもフィールドにおける野外調査および化学分析から推定している。しかしながら、易移動性のアルミニウムが、実際に水生生物やイネ科牧草に影響を与えているか、また、窒素投入量の増大によって土壌中の易移動性アルミニウムが増加するかについては十分に検証できていない。

Al による牧草への影響については、散布される化学肥料からアニオンが発生し、そのことが土壌pHを低下させイオン態 Al および土壌溶液中の Al を増加させ、イネ科牧草の根に Al が沈着することによりリン吸収阻害を発生させ、イネ科牧草の生育を抑制することが指摘されている(天北農試 1984, 宝示戸ら 1983, 宝示戸ら 1990)。また、イオン態 Al の存在は植物の根の伸長を抑制する効果があることが指摘されている(越川ら 2004)。また、土壌細菌は、Al の存在によって生育および活性を低下させることも指摘されている(天北農試 1984, 磯村ら 2006)。水生生物も Al の存在によって生育を低下させるとの指摘も存在する(佐々木 2006)。

そこで本章では、*in vitro* 条件下において、土壌への窒素肥料の添加によって易移動性のアルミニウムが増加するか、また、易移動性のアルミニウムが増加した場合イネ科牧草であるチモシー、土壌細菌、西別川の代表的な水生生物であるバイカモにどのような影響を与えるのかについて、実験的に検討することとした。

4. 2. 材料と方法

4. 2. 1. 土壌への窒素肥料添加によるアルミニウム存在形態の変化

北海道根釧地方中標津町俵橋の厚層黒色火山性土を供試した。供試した土壌は地下5-10 cmから採取した。採取後風乾細土した。

土壌を1g、蒸留水を1ml テフロン容器に入れ、硝酸アンモニウムを0-0.02gの間で添加した。最終的に硝酸アンモニウムの添加量が異なる18個のテフロン容器を25°Cで7日間培養した。

培養後、pH7.0 1mol/l 酢酸アンモニウムを10ml 添加しで交換性 Na, K₂O, CaO, MgO, Al を抽出した。交換性 Na, K₂O は炎光光度法で(空気 - アセチレン)、交換性 CaO, MgO は原子

吸光光度法（空気 - アセチレン）で測定した。交換性 Al はアルミノンで発色させ、アルミノン反応性 Al として吸光光度法で測定した。

4. 2. 2. アルミニウム添加によるチモシー幼苗への影響

直径 90 mm のシャーレに直径 90 mm のろ紙を入れた。そこへ Al 濃度が 0, 0.1, 0.5, 1.0, 2.0, 5.0, 10.0 mg/l になるように硝酸アルミニウムのみを添加した水溶液を 4ml 入れた。各濃度は 3 反復設置した。そこにチモシー（品種：シリウス）の種子を 100 粒播種した。

25°C で 5 日間培養し、発芽率、草丈、根長、根 1 mm 当たりの根毛数を計測した。

4. 2. 3. アルミニウム添加による土壌枯草菌への影響

北海道根釧地方中標津町俵橋の厚層黒色火山性土を供試した。供試した土壌は地下 0-2 cm から採取した。採取後風乾細土した。

土壌 1g をテフロン容器に採取し、110°C、24 時間処理し、放線菌および枯草菌などの耐熱胞子が残存するようにした。その後滅菌水を 45ml 加え、土壌の懸濁液とした。

ブイヨン培地を 10ml 加えた直径 90 mm のシャーレに、土壌懸濁液を 0.5ml 添加し、5 日間 25°C で培養した。枯草菌の単独コロニーから枯草菌 (*Bacillus megaterium*) を単離し、ブイヨン斜面培地に移植し、25°C で 3 日間培養した。

硝酸アルミニウムで Al 濃度が 0, 0.1, 0.5, 1.0, 2.0, 5.0, 10.0 mg/l になるようにしたブイヨン培地を 10ml 加えた直径 90 mm のシャーレの中心に、単離培養した枯草菌 (*Bacillus megaterium*) を接種し、25°C で培養した。反復数は 3 反復とした。7 日後および 14 日後、23 日後にコロニーの直径を計測した。

4. 2. 4. アルミニウム添加とバイカモ生育への影響

北海道根釧地方標茶町虹別地区の西別川源流域のバイカモシュートの先端を、2016 年 8 月に 3 個体から 4 シュートずつ採取した。採取後ただちに 400ml ガラス瓶に水道水で培養した。

水道水には Al 濃度として 0, 0.5, 1.0, 5.0 mg/l を目標として硝酸アルミニウムのみを添加した。ただし、ガラス瓶のためイオン態アルミニウムの吸着および溶出が考えられたため、培養終了後アルミノンで発色させ、吸光光度法でアルミノン反応性 Al を測定した。各処理は 3 反復とした。培養条件は 20°C で照度 2900Lux とした。培養期間は 14 日間とした。培養前後の現物重量および葉数を測定した。

また、2. 3. 3. の方法により、河川水酸可溶 Al とアルミノン反応性 Al の平均値、最大値、最小値を計測した。

4. 3. 結果

4. 3. 1. 土壌への窒素肥料添加によるアルミニウム存在形態の変化

Table 4-1 に土壌への窒素添加量（硝酸アンモニウム添加量）と土壌化学性との関係を示した。窒素添加量と有意な相関があったのは、交換性 Na ($R=+0.67$ ($P<0.05$)), 交換性 CaO ($R=+0.60$ ($P<0.05$)), 交換性 MgO ($R=+0.67$ ($P<0.05$)), アルミノン反応性 Al ($R=+0.87$ ($P<0.05$)) であった。土壌へ窒素添加量が増加すると、アルミノン反応性 Al は直線的に増加した (Fig. 4-1)。

これらのことから、土壌への窒素添加量、ここではアンモニア態窒素と硝酸態窒素の添加量の増加によってアルミノン反応性 Al (イオン態 Al) は増加することが確認され、土壌への窒素投入量の増加はイオン態 Al を増加させることが実験的にも確かめられた。今回の実験は7日間と短期間であったこと、窒素添加量の増加にともない交換性 CaO, 交換性 MgO も増加する傾向にあったことから、土壌中のリン酸カルシウムアルミニウム、リン酸マグネシウムアルミニウムなどのリン酸化合物が可溶化し、アルミニウムが溶出した可能性が考えられた。

この実験結果から、圃場レベルにおける人為的窒素投入とアルミノン反応性 Al との関連を推定した。第3章の調査結果から、西別川および当幌川流域では人為的窒素投入量が26~200kg/haの範囲と考えられた。人為的窒素投入量が26kg/haから200kg/haへ増加した場合、Fig. 4-2から考えるとアルミノン反応性 Al (イオン態 Al) は1.6%程度増加すると考えられる。そしてこの場合イネ科牧草の冠部被度は約62%から約60%へと2%程度減少すると考えられた (Fig. 3-8)。しかし現地調査の結果では、人為的窒素投入量が26kg/haから200kg/haへ増加した場合、pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al は約200%多くなり (Fig. 2-14)、アルミノン反応性 Al (イオン態 Al) は約190%多くなり (Fig. 3-11)、イネ科牧草の冠部被度は約62%から約25%へと37%程度減少すると考えられた (Fig. 3-8)。

このように、in vitro の結果に比べて現地調査のこれらの値が大きくなった。このことは、人為的窒素投入量の増大による土壌中 Al への影響は短期的にはごくわずかであることを示唆していた。しかし、化学肥料は全く均一に散布することはできない。化学肥料は粒状であるため、cm単位では局所的にスポット状に分布し、化学肥料の粒が落下した地点は窒素濃度が急激に上昇する。これは局所的に人為的窒素投入量が1000~6000kg/haになり、アルミノン反応性 Al (イオン態 Al) を増加させる可能性を示している (Fig. 4-2)。そしてこのことは、長期間 (5~数十年) にわたる人為的窒素投入によって、土壌中のアルミノン反応性 Al (イオン態 Al) を増加させる可能性を示唆していた。ただし、in vitro の結果はそのまま野外では適用できない可能性があることに留意する必要があると考えられた。

Table 4-1 土壤への窒素添加量と
土壤化学性との
相関関係

	土壤化学性
交換性 Na	+0.67**
交換性 K ₂ O	+0.27 ^{NS}
交換性 CaO	+0.60**
交換性 MgO	+0.67**
アルミノン反応性 Al	+0.87**

** : 95%で有意 * : 90%で有意

NS : 有意性なし

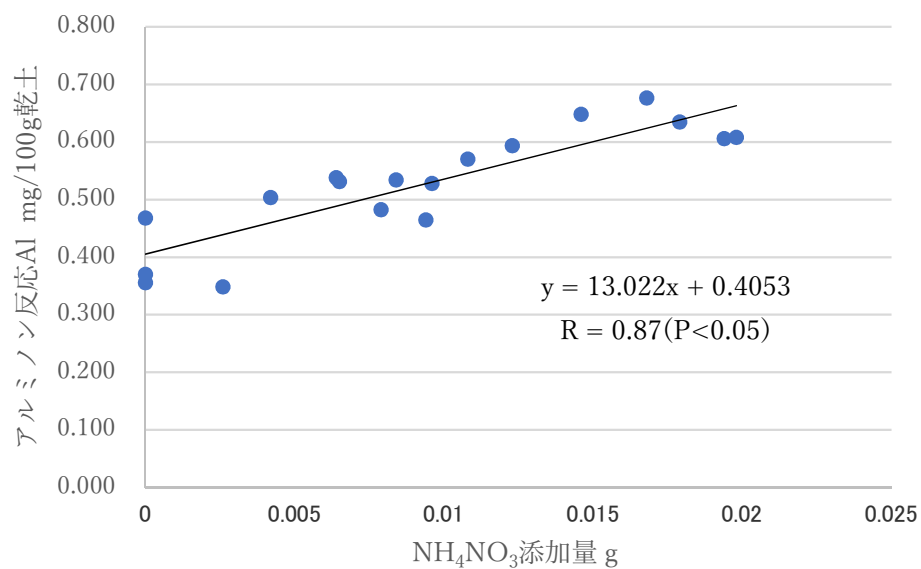


Fig. 4-1 土壤への窒素（硝酸アンモニウム）の添加と
アルミノン反応性アルミニウムの関係

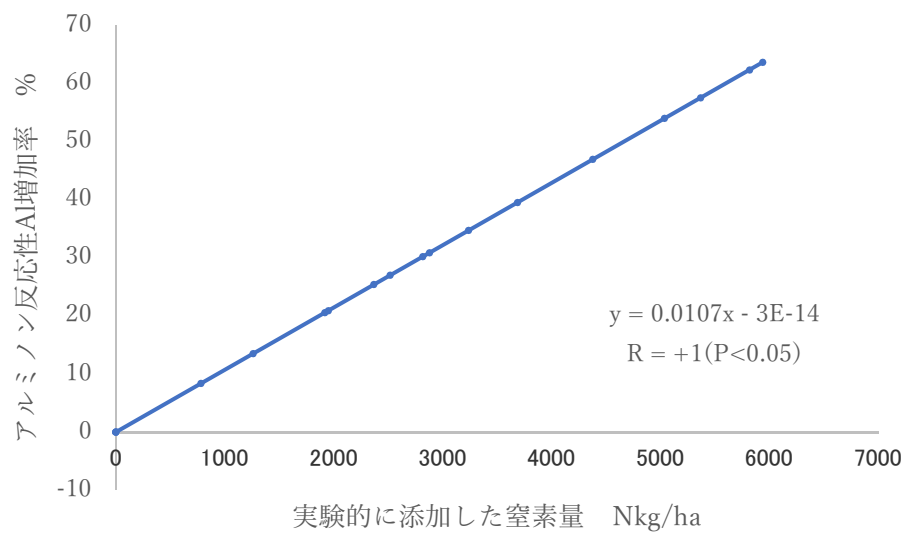


Fig. 4-2 土壤へ実験的に添加した窒素量とアルミノン反応性 Al 増加率との関係

4. 3. 2. アルミニウム添加によるチモシー幼苗への影響

Table 4-3 にイオン態 Al 添加濃度とチモシー幼苗の生育との関係を示した。イオン態 Al 濃度と有意な相関関係が見られたのは、根長であった ($R=-0.56$ ($P<0.05$))。イオン態 Al 濃度の増加によって、顕著に根長は短くなる傾向が見られた (Fig. 4-3)。

Al 耐性が小さい植物では、根の発育が大きく抑制されることが報告されており (越川ら 2004)、今回の実験結果はそれを支持するものとなった。

この実験結果から、圃場レベルにおけるイオン態 Al とチモシーの生育との関連を推定した。第 3 章の調査結果から、西別川および当幌川流域では人為的窒素投入量が 26~200kg/ha の範囲と考えられた。in vitro による Al 濃度と牧草 (TY) 根長との関係から、窒素投入量が 26kg/ha から 200kg/ha に増加したとき根長は 15%減少する可能性があった (Fig. 4-4)。このことは、実際の草地において Al 濃度の上昇によってイネ科草の割合が低下するのは (Fig. 3-8)、根の発育が抑制され雑草との競合に不利になる可能性があることを示唆していると考えられた。

Table 4-2 イオン態 Al 添加濃度とチモシー幼苗との関係

	イオン態 Al 濃度 mg/l
発芽率%	+0.36 ^{NS}
草丈cm	+0.18 ^{NS}
根長cm	-0.56 ^{**}
根毛数 本/mm	+0.37 [*]

** : 95%で有意 * : 90%で有意

NS : 有意性なし

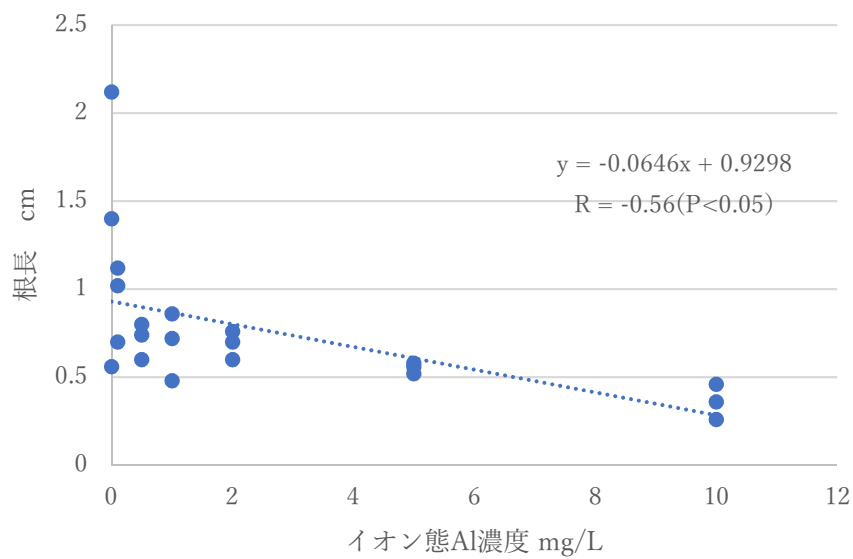


Fig. 4-3 イオン態アルミニウム濃度とチモシー根長の関係

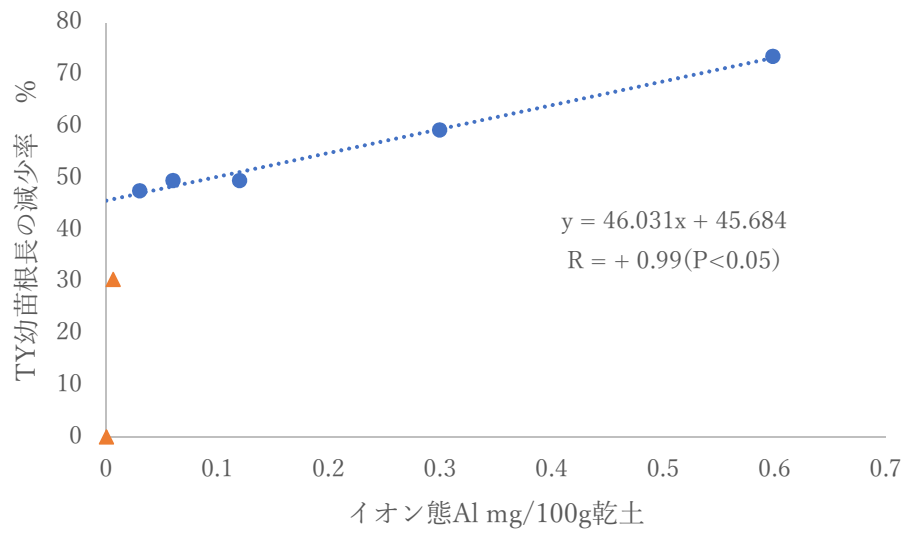


Fig. 4-4 イオン態アルミニウム濃度と TY 幼苗根長の減少率との関係
▲は回帰式から除いた。

4. 3. 3. アルミニウム添加による土壤枯草菌への影響

Table 4-5 に、イオン態 Al 濃度添加量と枯草菌 (*Bacillus megaterium* 以下略) のコロニー直径、コロニー成長率の結果を示した。これらのデータから、イオン態 Al 濃度とコロニー成長率の相関関係を解析した。その結果、 $R=-0.80$ ($P<0.05$) となり、イオン態 Al 濃度の増加にともなってコロニーの成長率は低下する傾向が見られ (Fig. 4-5)、既往の研究結果と同様の傾向が見られた (天北農試 1984, 宝示戸ら 1983, 宝示戸ら 1990)。

この実験結果から、圃場レベルにおけるイオン態 Al と枯草菌の生育との関連を推定した。第 3 章の調査結果から、西別川および当幌川流域では人為的窒素投入量が 26~200kg/ha の範囲と考えられた。in vitro による Al 濃度と枯草菌コロニー成長抑制率との関係から、窒素投入量が 26kg/ha から 200kg/ha に増加したときコロニー成長率は 9%減少する可能性があった (Fig. 4-6)。このことは、実際の草地においても Al 濃度の上昇によって枯草菌などの土壤微生物の生育を抑制している可能性が示唆され (天北農試 1984, 宝示戸ら 1983, 宝示戸ら 1990, 磯村ら 2006)、土壤微生物の生育抑制がリター、堆厩肥などの分解を抑制し、結果的に栄養塩の循環を阻害することによってイネ科牧草の生育を抑制し、雑草との競合に不利になる可能性があることを示唆していると考えられた。

Table 4-3 イオン態 Al 添加濃度と枯草菌 (*Bacillus megaterium*) コロニーの直径およびコロニー成長率

Al 濃度 mg/l	コロニー平均直径 cm				3/6-3/22 成長率
	2月27日	3月6日	3月13日	3月22日	%
0.0	0.0	1.2	1.8	2.3	197.6
0.1	0.0	1.0	1.6	2.0	204.8
0.5	0.0	1.0	1.8	2.1	213.5
1.0	0.0	0.9	1.5	1.7	203.9
2.0	0.0	1.1	1.8	1.7	156.2
5.0	0.0	1.1	1.8	1.9	171.6
10.0	0.0	1.2	1.9	1.8	149.0

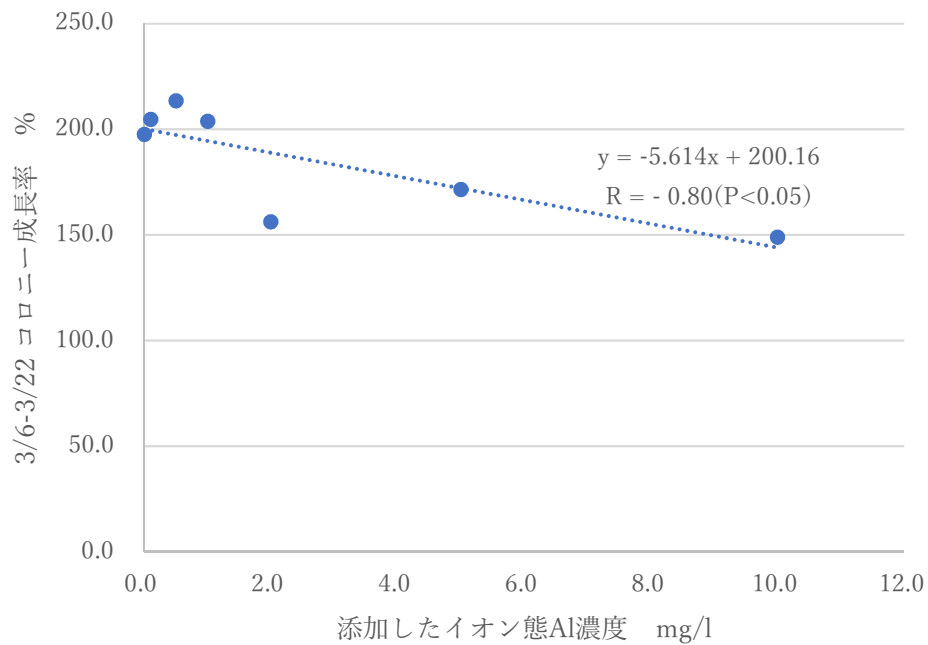


Fig. 4-5 イオン態アルミニウム濃度と枯草菌 (*Bacillus megaterium*) コロニー成長率の関係

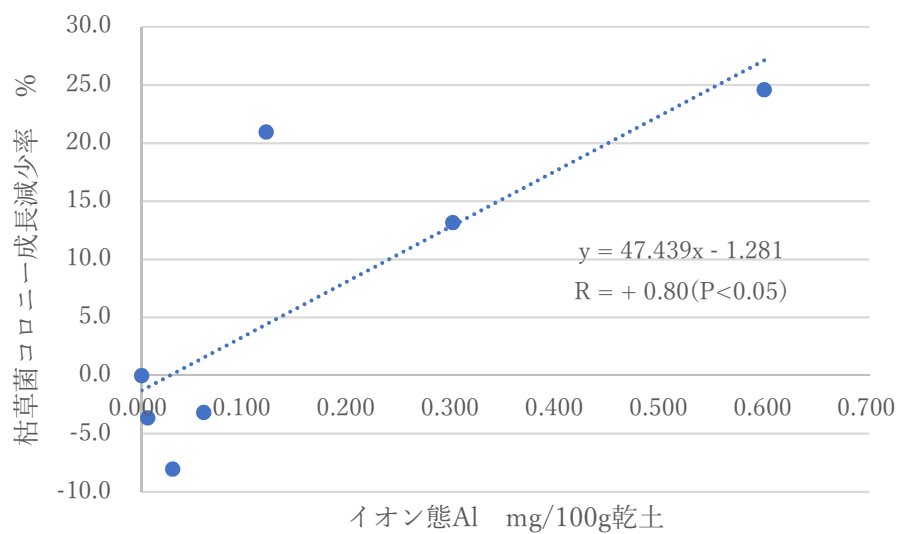


Fig. 4-6 イオン態アルミニウム濃度と枯草菌コロニー成長減少率との関係

4. 3. 4. アルミニウム添加とバイカモ生育への影響

Table 4-4 に、各処理区の実際のアリミノン反応性 Al (イオン態 Al) とバイカモの現物成長率、葉の成長率の結果を示した。このデータを基に、イオン態 Al と現物成長率、葉の成長率の関係を解析した。

その結果、イオン態 Al の増加にともなって、バイカモ現物成長率は低下する傾向が見られた (Fig4-7)。同じくバイカモ葉の成長率も低下する傾向が見られた (Fig. 4-8)。これらことから、イオン態 Al の増加はバイカモの生育を抑制する可能性があることが示唆された。

この実験結果から、野外におけるイオン態 Al とバイカモの生育との関連を推定した。第 3 章の調査結果から、西別川および当幌川流域では人為的窒素投入量が 26~200kg/ha の範囲と考えられた。in vitro による Al 濃度とバイカモ成長抑制率との関係から、窒素投入量が 26kg/ha から 200kg/ha に増加したときバイカモ成長率は 3.2%減少する可能性があった (Fig. 4-9)。

このことは、実際の流域が草地化された河川においても Al 濃度の上昇によってバイカモの生育を抑制している可能性が示唆され (佐々木ら 2006)、窒素投入の増加による Al 濃度の増加は、バイカモの生育に負の影響を与えたと考えられた。

Table 4-4 イオン態 Al 濃度とバイカモの現物 (FM) 成長率と葉の成長率の結果

区	処理 (イオン 態 Al 添加濃 度) mg/L	実際の イオン態 Al 濃度 mg/L	成長率			成長率		
			8月10日 FMg	8月23日 FMg	%	8月10日 葉数	8月23日 葉数	%
1	0.0	0.05	0.72	1.13	156.9	2	5	250.0
2	0.5	0.26	0.86	0.81	94.2	3	3	100.0
3	1.0	0.30	0.35	0.38	108.6	1	1	100.0
4	5.0	1.51	0.56	0.5	89.3	2	2	100.0
5	0.0	0.32	0.56	0.69	123.2	3	4	133.3
6	0.5	0.22	0.57	0.48	84.2	3	6	200.0
7	1.0	0.36	0.38	0.36	94.7	1	1	100.0
8	5.0	0.76	0.88	0.91	103.4	3	3	100.0
9	0.0	0.09	0.49	0.66	134.7	4	5	125.0
10	0.5	0.21	0.76	1.12	147.4	3	6	200.0
11	1.0	1.62	0.89	0.96	107.9	5	6	120.0
12	5.0	0.41	0.49	0.65	132.7	2	4	200.0

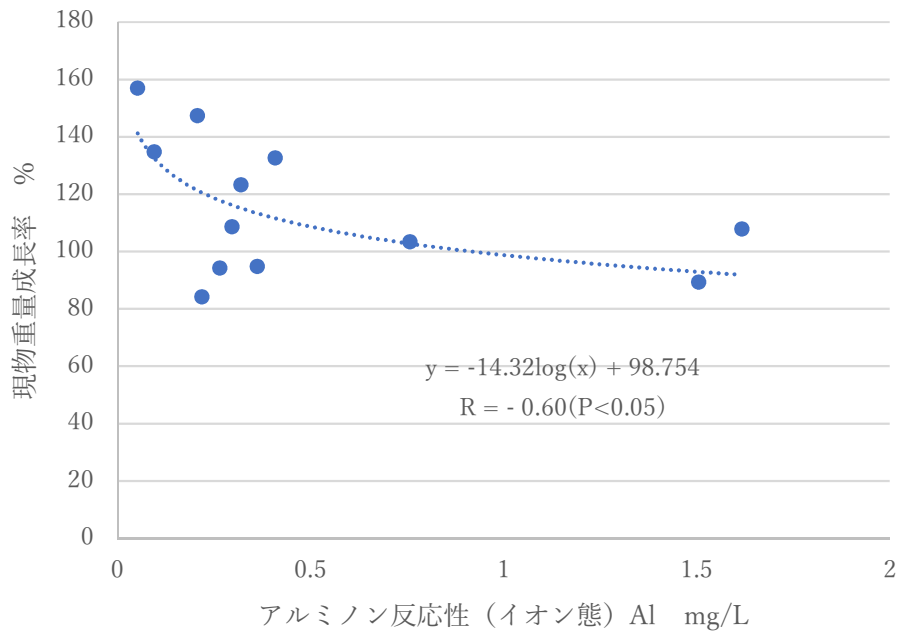


Fig. 4-7 アルミノン反応性アルミニウムとバイカモ現物成長率の関係

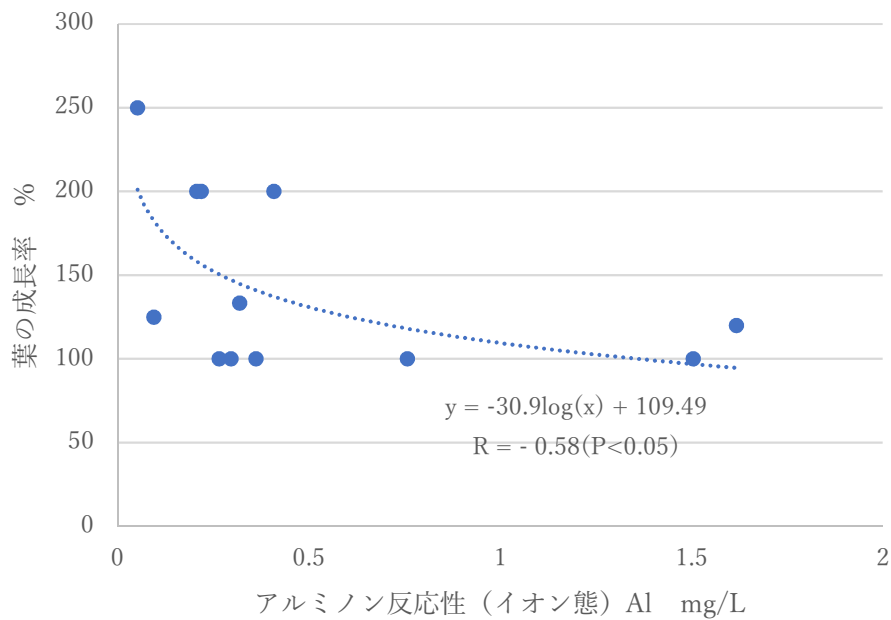


Fig. 4-8 アルミノン反応性アルミニウムとバイカモ葉成長率の関係

4. 3. 5. 河川水中のアルミニウム濃度の実情

Table 4-5 に西別川本流上流 a と西別川本流中流 b の河川水中酸可溶性アルミニウムおよびアルミノン反応性アルミニウムの平均値，最大値，最小値を示した。

河川水中酸可溶性アルミニウムは，西別川本流上流 a で平均値 33.7mg/l，最大値 94.6mg/l，最小値 16.6mg/l であり，西別川本流中流 b で平均値 45.8mg/l，最大値 94.5mg/l，最小値 22.5mg/l であった。

アルミノン反応性 Al は，西別川本流上流 a で平均値 0.13mg/l，最大値 0.26mg/l，最小値 0.04mg/l であり，西別川本流中流 b で平均値 0.18mg/l，最大値 0.36mg/l，最小値 0.03mg/l であった (Table 4-5)。

特にアルミノン反応性アルミニウムは，サケマス稚魚の半数致死量 0.13mg/l (橋本 1989) を西別川本流上流 a と西別川本流中流 b とともに上回る観測値が見られた (Table 4-5)。平均値を見ても西別川本流上流 a はサケマス半数致死量と同程度，西別川本流中流 b はそれを上回る値となっており (Table 4-5)，西別川はもともとアルミノン反応性アルミニウム濃度が高いこと，そのためわずかな濃度上昇でもサケマス稚魚への影響が生じる可能性が示唆された。

Table 4-5 西別川本流のアルミノン反応性 Al と酸可溶性 Al の結果

	アルミノン反応性 Al		酸可溶性アルミニウム	
	西別川本流上流 a	西別川本流中流 b	西別川本流上流 a	西別川本流中流 b
平均値	0.13	0.18	33.7	45.8
最高値	0.26	0.36	94.6	94.5
最低値	0.04	0.03	16.6	22.5

4. 4. 考察

pH4-6 の Al 溶液中には、単核イオンに加えて多核イオンが存在する。しかし、Al 濃度、pH、陰イオンの性状、加水分解速度、温度によって Al³⁺の加水分解の方向性と生成物は影響を受けるとされている。また、pH4-6 では多核イオンが 90%以上であることを指摘されている。ただし、リン酸が集積した土壌ではリン酸アルミニウムが主成分となることもありうる。また、硝酸イオンが塩類濃度を支配していることも指摘されている（越川ら 2004, 加藤ら 1995）。

このように、粘土中及びリン酸化合物中の Al は、主にアニオンである硝酸イオンによって単核イオンまたは多核イオンになる可能性が指摘されている。今回の *in vitro* による実験でも、窒素添加によってアルミノ反応性 Al（おそらくは単核および多核アルミニウムイオン）が増加していることから、既報で指摘されている現象と同じことが発生していることを確認できた（越川ら 2004）。

このイオン態 Al の存在によって、チモシー幼苗の根の伸長が大幅に抑制されたことは、宝示戸ら（1990）によっても指摘されており、今回の実験結果は既往の研究を裏付けるものとなった。また、イオン態 Al の存在により、土壌微生物活性も低下することが指摘されており（宝示戸ら 1983, 宝示戸ら 1990）、今回の実験結果は既往の研究を裏付けるものとなった。

これらの実験結果は、草地への窒素投入の増加がアニオンである硝酸態窒素を増加させ、そのことが土壌中の粘土及びリン酸アルミニウム由来のイオン態 Al を増加させる可能性が高いとの指摘（越川ら 2004）、チモシー等のイネ科牧草の衰退の要因のひとつとして根の伸長が抑制され、比較的多く根から有機酸を分泌しイオン態 Al をキレート化する能力が高いと考えられる雑草との根の競合に不利になることおよび、土壌微生物量および土壌微生物活性の低下を招き土壌中の有機体窒素のイネ科牧草への有効化を抑制しイネ科牧草の生育に不利になるとの指摘（天北農試 1984）とも一致する。

水生生物においても、イオン態 Al の存在によって生育が大きく抑制されることが指摘されており（和田 2002、佐々木 2008）、今回の実験結果は既往の研究を裏付けるものとなった。バイカモについては、西別川本流上流 a ではアルミノ反応性 Al が 0.13mg/l、西別川本流中流 b では 0.18mg/l となり（Table 4-5）、このことから考えても西別川上流に比べて西別川中流では 3%程度生育が抑制される可能性が考えられた（Fig. 4-7）。

これら一連の実験から、窒素投入そのものがイオン態 Al を増加させること、イオン態 Al の増加が土壌細菌、イネ科牧草、バイカモの生育を抑制することが実験的に確認された。

これらのことから、野外調査及び化学分析では相関関係のみ確認されていた、草地への人為的窒素投入量の増大による草地土壌の易移動性 Al（土壌中 pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶アルミニウム、土壌中アルミノ反応性アルミニウム、河川水中酸可溶アルミニウム、河川水中アルミノ反応性アルミニウムを以下このように表現する）の増大、草地土壌の易移動

性 A1 の増大による河川水の易移動性 A1 の増大，草地土壌中の易移動性 A1 の増大による草地のイネ科牧草の衰退，河川水の易移動性 A1 の増大による河川水生生物への影響は，因果関係があるものと考えられ，草地への人為的窒素投入量の増大による易移動性 A1 の増大，それによる生物への影響は現実問題として発生している可能性が高いことが示唆された。

4. 5. 引用文献

- 橋本進 (1989) 温泉排水による環境破壊 I 川湯温泉に起源するアルミニウムイオンの魚毒性について. さけ・ますふ研報 43 : 29-38
- 北海道立天北農業試験場 (1984) 草地の経年化に伴う土壌酸性化と石灰施用. 昭和 59 年度北海道農業試験場会議資料, 札幌, p1-26
- 宝示戸 雅之 佐藤 辰四郎 高尾 欽弥(1983)草地土壌の酸性化に伴うアルミニウム溶出と牧草生育 北海道立農業試験場集報 (50), p43-53, 1983-12
- 宝示戸雅之・能代昌雄 (1990) アルミニウム存在下における牧草のリン吸収. 日本土壌肥料学会誌 第 61 巻第 6 号 : 589-605
- 磯村 育子・國頭 恭・片岡 達彦・大塚 重人・朴虎東・戸田 任重・佐伯 和利・妹尾 啓史 (2006) 森林土壌におけるアルミニウムの存在形態とその土壌微生物への影響 第 117 回日本森林学会大会要旨
- 加藤秀正・白井昌洋・松川進 (1995) 酸性土壌の土壌溶液のアルミニウムの形態と濃度. 日本土壌肥料学雑誌 66 巻 1 号 : 39-47
- 越川昌美・高松武次郎 (2004) 土壌-河川-湖沼系におけるアルミニウムの動態と化学. 地球環境 Vol. 9 No. 1 : 83-91
- 前川静弥・加藤清敏・桜井正則 (1966) アスコルビン酸 をいんぺい剤とするアルミノン吸光光度法による鉄鋼中のアルミニウム定量法. 分析化学. Vol115 : 852-855
- 佐々木貴史・館紀昭・伊藤歩・相澤治郎・海田輝之 (2006) 付着藻類を指標としたアルミニウムの 河川生態系への影響に関する基礎的研究. 環境工学研究論文集 ・第 43 巻 : 493-499
- 和田実・中島美和子・前田広人 (2002) 粘土散布による赤潮駆除. 日本水産学会監修. 有害・有毒藻類ブルームの予防と駆除. 恒星社厚生閣. 東京, 121-133

5. 管理目標と根室経済

5. 1. はじめに

第2章において、特にサケマス増殖業の成否を左右するサケマス稚魚の保全のために、河川水中のイオン態 A1 濃度を低減させる必要があることを指摘した（橋本 1989）。そのためには、流域草地への人為的窒素投入量を抑制する必要性（佐々木 2009, 佐々木 2016, 佐々木 2017）、流域の森林率を回復させる必要性（佐々木 2009）、流域草地土壌の塩基飽和度を高める必要性（越川ら 2004）について指摘した。

しかしながら第3章において、人為的窒素投入量は、単位面積当たりの乳生産量を左右することも指摘した（干場 2007, 干場 2008a, 干場 2008b, 干場 2008c, 干場 2008d, 佐々木 2014, 佐々木 2017）。すなわち、人為的窒素投入量を抑制することは、生産乳量も低下させることを意味する。

これらのことは、2重の意味で根釧地方の経済に影響を与えることが予想される。まず人為的窒素投入量を抑制することは、化学肥料と購入飼料の消費量を抑制することにつながる。これらの消費量抑制は、生産するメーカー、流通、販売関連産業に負の影響を与える。そして、乳生産量の減少は、生乳を取り扱う流通、乳製品製造、小売などの関連産業に負の影響を与える（岩崎 2006, 岩崎 2010, 吉野 2008）。

またこれまでの議論において、河川環境すなわち自然環境と水産業に影響を与えているのは酪農開発であり、河川環境に変化を与えている当事者は酪農業、河川環境の変化の影響を受ける当事者は水産業であることも明らかになった。

そこで本章では、自然環境と産業が持続的に存続しうる河川水中イオン態 A1 濃度を地域住民間で合意できる値として設定し、それを管理目標値として定義するとともに、様々に想定される各管理目標値にした場合の根釧経済全体への影響について考察する。

5. 2. 材料と方法

5. 2. 1. 使用したデータ

管理目標値の検討は、2. 3. 4., 2. 3. 5., 2. 3. 6., 2. 3. 7., 2. 3. 8., 3. 3. 1., 3. 3. 2., 4. 3. 1., 4. 3. 2., 4. 3. 3., 4. 3. 4. の各小節のデータを用いて行った。なお、各回帰式、つまり中央値の推定値を活用した。

根室経済に関して使用したデータは、根室振興局管内の13部門別生産額は、平成23年度北海道産業連関表である（北海道開発局 2011）。この中から、「農業部門から各産業への生産物の販路構成額」「各産業部門から農業部門への原材料等の費用構成割合」を抽出した。

5. 2. 2. 解析方法

各管理目標値に河川水中イオン態 A1 濃度を低減させた場合の人為的窒素投入量および生産乳量、森林率などの土地利用の状況、土壌塩基飽和度などの草地土壌の状態を求めた。

その上で、「農業部門から各産業への生産物の販路構成額」の13部門の現状値に乳量の減少率を乗じて、各管理目標値に河川水中イオン態 A1 濃度を低減した場合の減少額を求め

た。また「各産業部門から農業部門への原材料等の費用構成割合」の13部門の現状値に人為的窒素投入量の減少率を乗じて、各管理目標値に河川水中イオン態Al濃度を低減した場合の減少額を求めた。

5. 3. 結果

5. 3. 1. 管理目標値の推定と乳生産性および土地利用と草地土壌

サケマス稚魚の保全のためには、半数致死濃度であるイオン態Al濃度0.13mg/l以下にすることが求められ(橋本1989)、これを第一段階の管理目標値とした。この理由として、現状の河川水中イオン態Al濃度は西別川本流中流域で平均0.18mg/lであり、半数致死濃度0.13mg/lよりも大きいことがまず挙げられる(橋本1989)。ただし、上流が森林でふ化場が存在する西別川本流上流でもイオン態Al濃度は平均0.13mg/lある。つまり西別川では、わずかなイオン態Alの増加がサケマス稚魚に大きな影響を与えている可能性がある。そこで第一段階の管理目標値として合意できる最低限のイオン態Al濃度として、西別川上流の実態の平均値および半数致死濃度であるイオン態Al0.13mg/lを設定した。

この時の河川水中酸可溶Al濃度は100mg/l程度であった(Fig.5-1)。この時の河川水中硝酸態窒素濃度は1.3mg/l程度であり(Fig.5-2)、人為的窒素投入量は80kg/haが限度と考えられた(Fig.5-3)。この場合の乳量は年間約6300kg/haと考えられた(Fig.5-4)。また、マイペース酪農運動による人為的窒素投入量は50kg/ha程度でありこの場合の乳量は年間約5020kg/haと考えられた(Fig.5-4)。

現状の人為的窒素投入量の平均は113kg/ha、年間乳量は7732kg/haであることから(Table1-5, Fig.5-4)、第一段階の管理目標値以下を維持するために中投入化した場合、少なくとも人為的窒素投入量で3割減、年間乳量で2割減となった。低投入化した場合の減少率はより大きく、人為的窒素投入量で6割減、年間乳量で4割減となった。

第一段階の管理目標値以下にする流域森林率は、40%程度と考えられた(Fig.5-5)。西別川中下流域および支流流域の流域森林率は29.4-2.1%であり(Table2-6)、第一段階の管理目標値以下にするためには流域森林率を増加させる必要があると考えられた。

第一段階の管理目標値以下にする流域の草地土壌塩基飽和度は、70%以上必要と考えられた(Fig.5-6, Fig.5-7)。また、草地土壌塩基飽和度は、草地土壌交換性Ca0によって直線的に増加する傾向があり(Fig.5-8)、草地土壌塩基飽和度を70%以上にするためには、草地土壌交換性Ca0を400mg/100g乾土以上にする必要があると考えられた(Fig.5-8)。

このように、第一段階の管理目標値を左右する土地利用および草地管理の要因として、流域の人為的窒素投入量、流域森林率、草地土壌塩基飽和度および草地土壌交換性Ca0の存在が考えられた。そこで、これらが第一段階の管理目標値にどの程度影響しているかを次に検討することとした。

流域の人為的窒素投入量および流域森林率は、河川水中硝酸態窒素濃度に影響を与えると考えられることから、流域の人為的窒素投入量を X_1 、流域森林率を X_2 、河川水中硝酸態窒素

濃度を Y として数値を標準化後，重回帰分析を行った (Table 5-1, Fig. 5-9)。標準偏回帰係数を求めた結果，流域の人為的窒素投入量は 0.11，流域森林率は-0.83 となり (Table 5-1)，流域森林率の方が絶対値としての値は大きく，河川水中硝酸態窒素濃度は流域森林率の方に大きく影響されていることが示された。

河川水中硝酸態窒素濃度および流域の草地土壌塩基飽和度は，河川水中酸可溶アルミニウムに影響を与えると考えられることから (越川ら 2004)，河川水中硝酸態窒素濃度を X_1 ，流域の草地土壌塩基飽和度を X_2 ，河川水中酸可溶アルミニウム濃度を Y として数値を標準化後，重回帰分析を行った (Table 5-2, Fig. 5-10)。標準偏回帰係数を求めた結果，河川水中硝酸態窒素濃度は 0.50，流域の草地土壌塩基飽和度は-0.71 となり (Table 5-2)，流域の草地土壌塩基飽和度の方が絶対値としての値は大きく，河川水中酸可溶アルミニウム濃度は流域の草地土壌塩基飽和度の方に大きく影響されていることが示された。

河川水中硝酸態窒素濃度および流域の草地土壌塩基飽和度は，河川水中アルミノン反応性アルミニウムに影響を与えると考えられることから，河川水中硝酸態窒素濃度を X_1 ，流域の草地土壌塩基飽和度を X_2 ，河川水中アルミノン反応性アルミニウム濃度を Y として数値を標準化後，重回帰分析を行った (Table 5-3)。標準偏回帰係数を求めた結果，河川水中硝酸態窒素濃度は 0.21，流域の草地土壌塩基飽和度は-0.85 となり (Table 5-3, Fig. 5-11)，流域の草地土壌塩基飽和度の方が絶対値としての値は大きく，河川水中アルミノン反応性アルミニウム濃度は流域の草地土壌塩基飽和度の方に大きく影響されていることが示された。

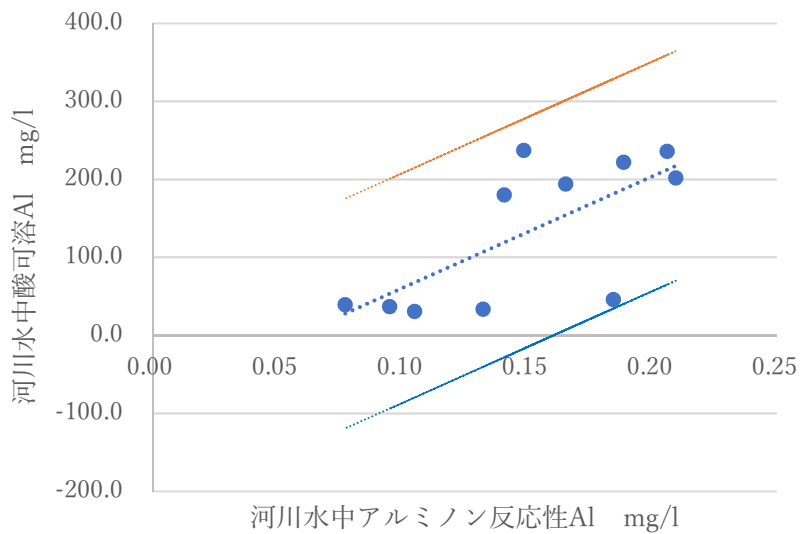


Fig. 5-1 河川水中アルミニウム反応性アルミニウムと河川水中酸可溶アルミニウムの関係
 中央点線は回帰直線 $Y=1429.81X-82.20$, $R=0.70$ ($P<0.05$).
 上下点線内は 95%信頼区間

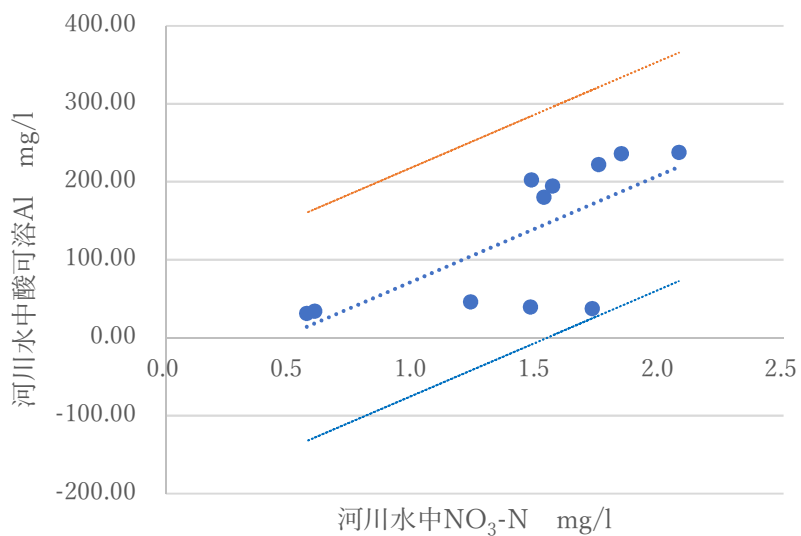


Fig. 5-2 河川水中硝酸態窒素と河川水中酸可溶アルミニウムの関係
 中央点線は回帰直線 $Y=136.19X-63.77$, $R=0.70$ ($P<0.05$).
 上下点線内は 95%信頼区間

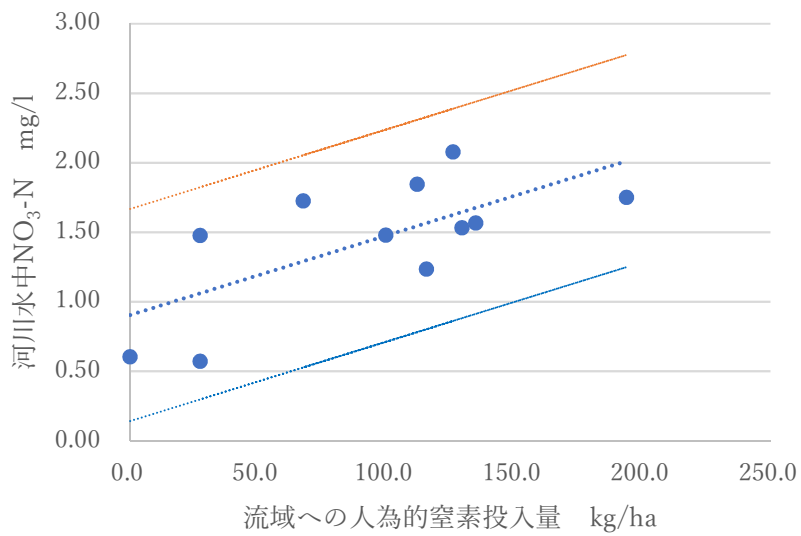


Fig. 5-3 流域への人為的窒素投入量と河川水中硝酸態窒素の関係
 中央点線は回帰直線 $Y=0.0057X+0.905$, $R=0.69$ ($P<0.05$).
 上下点線内は 95%信頼区間

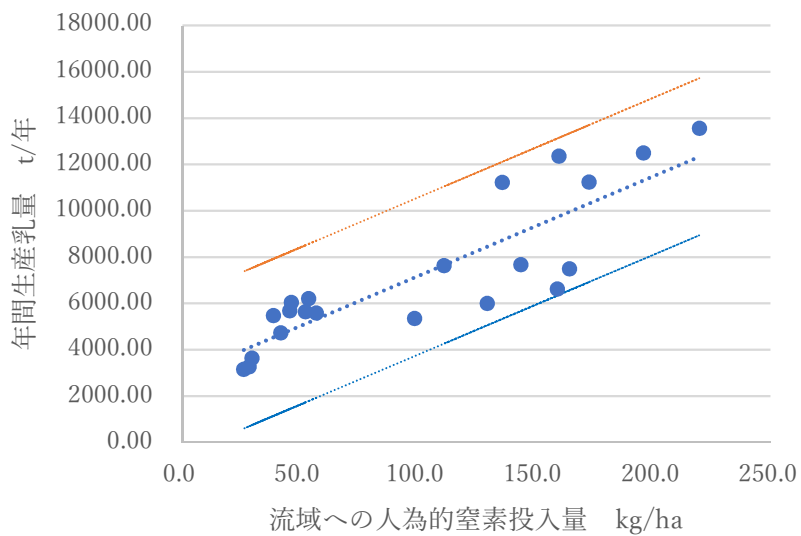


Fig. 5-4 流域への人為的窒素投入量と年間乳生産量の関係
 中央点線は回帰直線 $Y=43.07X+2865.13$, $R=0.86$ ($P<0.05$).
 上下点線内は 95%信頼区間

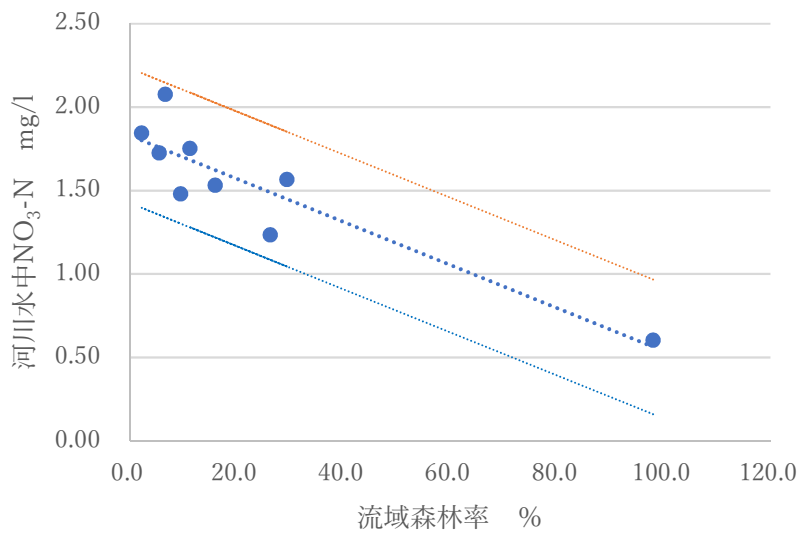


Fig. 5-5 流域森林率と河川水中硝酸態窒素の関係
 中央点線は回帰直線 $Y=-0.013X+1.828$, $R=-0.91$ ($P<0.05$).
 上下点線内は95%信頼区間

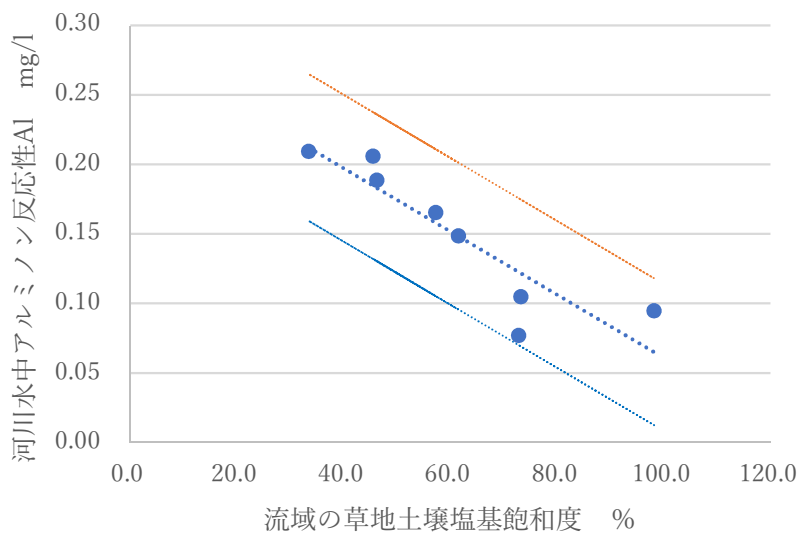


Fig. 5-6 流域の草地土壌塩基飽和度と河川水中アルミノン反応性アルミニウムの関係
 中央点線は回帰直線 $Y=-0.0023X+0.2881$, $R=-0.89$ ($P<0.05$).
 上下点線内は95%信頼区間

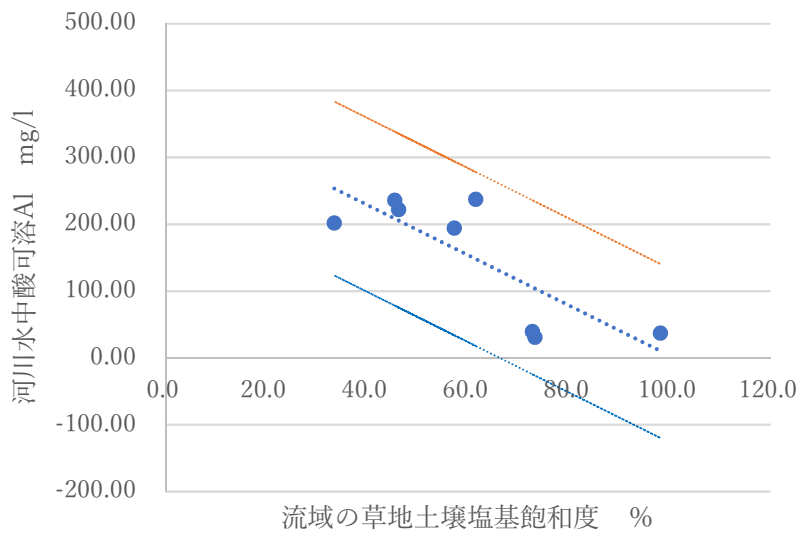


Fig. 5-7 流域の草地土壌塩基飽和度と河川水中酸可溶アルミニウムの関係
 中央点線は回帰直線 $Y=-3.76X+379.20$, $R=-0.80$ ($P<0.05$).
 上下点線内は 95%信頼区間

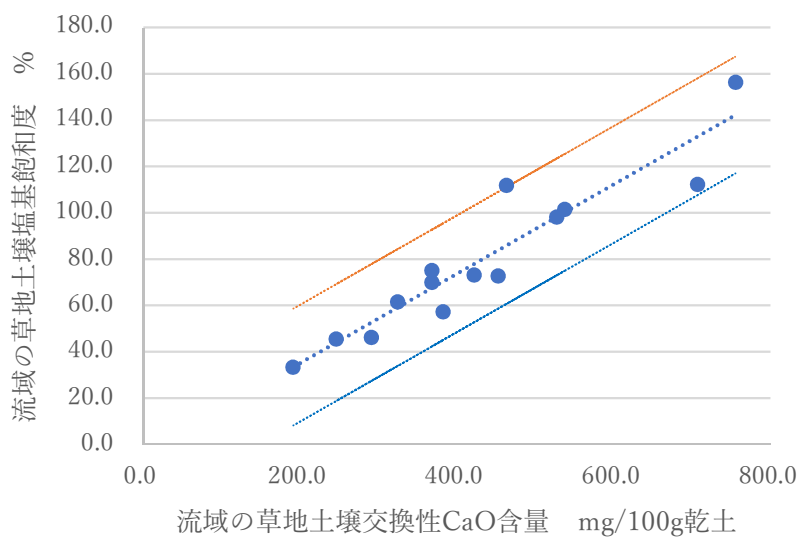


Fig. 5-8 流域の草地土壌交換性 CaO と流域の草地土壌塩基飽和度の関係
 中央点線は回帰直線 $Y=0.19X-3.51$, $R=0.94$ ($P<0.05$).
 上下点線内は 95%信頼区間

Table 5-1 流域森林率および流域の人為的窒素投入量と河川水中硝酸態窒素濃度の関係

$$Y = -0.83X_1 + 0.11X_2 \quad R = 0.91 (P < 0.05) \quad n = 9$$

X_1 流域森林率

X_2 流域の人為的窒素投入量

Y 河川水中硝酸態窒素濃度

各値を標準化して重回帰分析を行った。

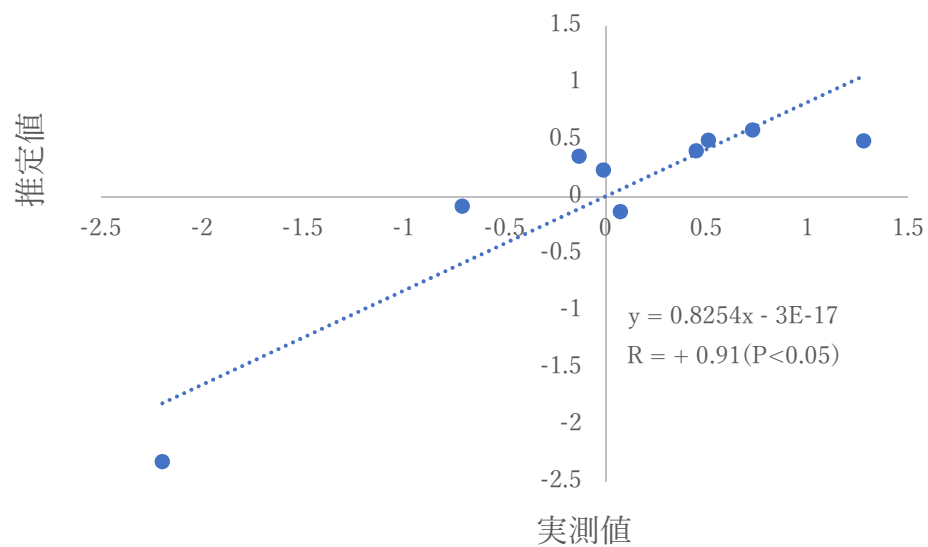


Fig. 5-9 流域森林率 (X_1) および流域の人為的窒素投入量 (X_2) と河川水中硝酸態窒素濃度 (Y) による重回帰分析の実測値 (Y) と推定値 (Y') の関係

Table 5-2 河川水中硝酸態窒素濃度と流域草地土
 壤塩基飽和度と河川水中酸可溶アルミ
 ニウム濃度の関係

$$Y=0.50X_1-0.71X_2 \quad R=0.94(P<0.05) \quad n=8$$

X₁ 河川水中硝酸態窒素濃度

X₂ 流域草地土壌塩基飽和度

Y 河川水中酸可溶アルミニウム濃度

各値を標準化して重回帰分析を行った.

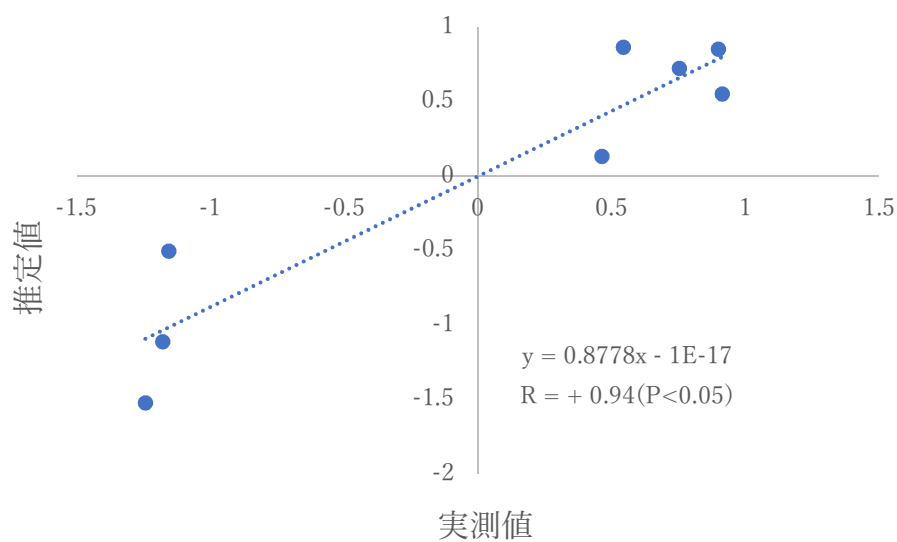


Fig. 5-10 河川水中硝酸態窒素濃度 (X₁) および流域草地土壌塩基飽和度 (X₂) と河川水中酸可溶アルミニウム濃度 (Y) による重回帰分析の実測値 (Y) と推定値 (Y') の関係

Table 5-3 河川水中硝酸態窒素濃度と流域草地土
 壤塩基飽和度と河川水中アルミニオン反
 応性アルミニウム濃度の関係

$$Y=0.21X_1-0.85X_2 \quad R=0.92(P<0.05) \quad n=8$$

X_1 河川水中硝酸態窒素濃度

X_2 流域草地土壌塩基飽和度

Y 河川水中アルミニオン反応性アルミニウム濃度

各値を標準化して重回帰分析を行った。

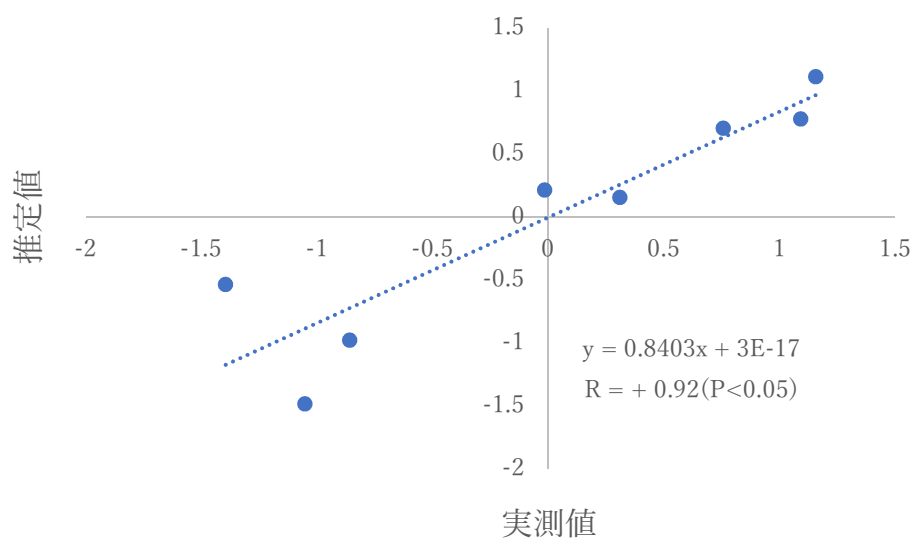


Fig. 5-11 河川水中硝酸態窒素濃度 (X_1) および流域草地土壌塩基飽和度 (X_2) と河川水中アルミニオン反応性アルミニウム濃度 (Y) による重回帰分析の実測値 (Y) と推定値 (Y') の関係

5. 3. 2. 乳生産性と根室経済の関連

地域内で合意形成が最も難しいと考えられる窒素投入量の抑制を入口に、窒素投入量の抑制制度合いの変化による地域経済への影響について考えたい。

「農業部門から各産業への生産物の販路構成額」は、第一段階の管理目標値以下を維持するために窒素投入量を削減した場合（以下中投入化とした）、年間乳量で2割減となることから、13部門全体に現状の販路構成額割合が変化しないと仮定した場合、13部門とも2割減となることが予想された（Table 5-4）。減少額が大きいのは製造業であり、517億4270万円から422億3610万円に減少することが予想される。サービス業も減少額が大きく、11億7970万円から9億6290万円に減少することが予想される（Table 5-4）。

「各産業部門から農業部門への原材料等の費用構成割合」は、第一段階の管理目標値以下を維持するために中投入化した場合、人為的窒素投入量で3割減となることから、13部門全体に現状の費用構成割合が変化しないと仮定した場合、13部門とも3割減となることが予想された（Table 5-5）。減少額が大きいのは製造業であり、27525.5百万円から19497.1百万円に減少することが予想される。商業も減少額が大きく、7352.3百万円から5205.2百万円に減少することが予想される（Table 5-5）。

「農業部門から各産業への生産物の販路構成額」「各産業部門から農業部門への原材料等の費用構成割合」ともに、マイペース酪農と同程度に窒素投入量を削減した場合（以下低投入化とした）の減少率、減少額ともに中投入化に比べて大きくなった（三友2000, 吉野2008）。

Table 5-4 農業部門から各産業への生産物の販路構成額の変化
(根室振興局管内・釧路総合振興局管内)

Nkg/ha 人為的窒素 投入量	kg/ha/年 乳量	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13		
		百万円 農業	百万円 林業	百万円 漁業	百万円 鉱業	百万円 製造業	百万円 建設業	百万円 電力・ガス ・水道	百万円 商業	百万円 金融・保険 ・不動産	百万円 運輸・通信 ・放送	百万円 公務	百万円 サービス業	百万円 分類不明	百万円 内生部門計	
現状	113	7732	32314.8	4.7	0.0	0.0	51742.7	348.8	0.0	18.4	0.0	14.8	6.5	1179.7	0.0	85630.2
中投入化	80	6311	26377.6	3.8	0.0	0.0	42236.1	284.7	0.0	15.0	0.0	12.1	5.3	962.9	0.0	69897.5
低投入化	50	5018	20973.4	3.0	0.0	0.0	33582.7	226.4	0.0	11.9	0.0	9.6	4.2	765.6	0.0	55576.9

Table 5-5 各産業部門から農業部門への原材料等の費用構成割合の変化
(根室振興局管内・釧路総合振興局管内)

Nkg/ha 人為的窒素 投入量	kg/ha/年 乳量	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13		
		百万円 農業	百万円 林業	百万円 漁業	百万円 鉱業	百万円 製造業	百万円 建設業	百万円 電力・ガス ・水道	百万円 商業	百万円 金融・保険 ・不動産	百万円 運輸・通信 ・放送	百万円 公務	百万円 サービス業	百万円 分類不明	百万円 内生部門計	
現状	113	7732	32314.8	1.8	0.0	0.0	27525.5	955.0	1056.7	7352.3	6327.1	2402.0	0.0	2612.5	477.4	81025.0
中投入化	80	6311	22877.7	1.3	0.0	0.0	19487.1	676.1	748.1	5205.2	4479.4	1700.5	0.0	1849.5	337.9	57362.8
低投入化	50	5018	14298.6	0.8	0.0	0.0	12179.4	422.6	467.6	3253.2	2799.6	1062.8	0.0	1156.0	211.2	35851.8

5. 4. 考察

5. 4. 1. 管理目標値の設定

第2章では、根釧地方の自然環境が酪農開発によってどのように影響を受けているのかについて実態を述べてきた。具体的には、土地利用の変化とそれに伴う水生生物、流域草地土壌、河川水質の実態を把握した。

土地利用の変化に伴って現在進行している課題としては、地域内の森林面積の減少とそれに伴う河川水質の変化がまずあげられる。また、草地酪農開発の進行により、河川流域の草地が拡大したことおよび、乳生産量を拡大させるため化学肥料と購入飼料の使用量の拡大によって流域草地土壌への物質投入量が増大した。このことも、河川水質を変化させる大きな要因となっている。

このように、酪農開発による土地利用の変化と人為的物質投入量の発生が、根釧地方の自然環境に影響を与えている要因であると考えられる。これらのことにより、根釧地方の自然環境に何が発生したのかについて以下に述べる。

根釧地方において酪農開発が進行するに従い、森林面積が減少し草地面積が拡大した。このことは河川流域森林面積を減少させ、河川水中溶存酸素の減少と河川水中硝酸態窒素の増加を招いた。しかしながら、河川水中溶存酸素は水産3種基準である6mg/lを下回ることはなかったことから、流域森林率の低下による溶存酸素濃度の低下が水生生物、水産生物にただちに決定的な影響を与えているとは言い難かった（日本水産資源保護協会2006）。

一方河川水中の硝酸態窒素は、流域森林率と流域の人為的窒素投入量によってその濃度が変化する可能性が示唆された（佐々木2009, 佐々木2016）。硝酸態窒素は、土壌中の陽イオンの挙動を左右する陰イオンとされており（岡島1989）、河川水中の全窒素濃度と陽イオンであるアルカリ金属、アルカリ土類金属濃度との間に正の相関関係が見られた報告（佐々木2016）もあることから、河川水中の硝酸態窒素濃度と陽イオンになると考えられる河川水中のNa, K, Ca, Mg, 酸可溶Fe, 酸可溶Al, アルミノン反応性Alとの関係を次に検討した。

河川水中NO₃-Nと河川水中Kとの間にはR=+0.75(P<0.05)の相関関係が見られた（Table 2-9, Fig. 2-5）。また、河川水中NO₃-Nと河川水中酸可溶Alとの間にはR=+0.67(P<0.05)の相関関係が見られた（Table 2-9, Fig. 2-6）。このように河川水中Kと酸可溶Alに関しては、硝酸態窒素濃度が増加すると、河川水中の濃度も増加する傾向があった。

これらのことから河川水中の硝酸態窒素濃度の上昇は、河川水中K濃度および酸可溶Al濃度を上昇させることが示唆された（越川2004, 佐々木2016）。原子吸光光度法による河川水中酸可溶Alは、河川水中に存在する全Al濃度に近いとされている（越川ら2004）。一方、河川水中硝酸態窒素濃度とイオン態Alとされているアルミノン反応性Al（前川ら1966）とは明確な関係が見られなかった。しかしながら、河川水中酸可溶Alとアルミノン反応性Alの間には正の相関関係が見られ（R=+0.69(P<0.05)）（Fig2-7）、河川水中の硝酸態窒素濃度の上昇が河川水中酸可溶Al濃度を上昇させ、河川水中酸可溶Al濃度の上昇がアルミノン反応性Al、つまりイオン態Al濃度を上昇させる可能性が示唆された。

河川水中のイオン態 Al 濃度の上昇は、サケマスをはじめとして水生生物に大きな影響を与えることが指摘されている（橋本 1989, 和田ら 2002, 越川ら 2004）。サケマス稚魚はイオン態 Al 濃度が 0.13mg/l を超えると半数致死量になることが実験的に確認されている（橋本 1989）。今回の調査地点では、流域がほぼ森林地帯である西別川本流上流 a のアルミニウム反応性 Al（イオン態 Al）濃度は 0.13mg/l, 西別川本流中流 b で 0.18mg/l, 西別川本流下流 c で 0.14mg/l となった（Table 2-8）。上流からの元々のイオン態 Al 濃度が低くないことと、草地酪農地帯である西別川本流中流 b および西別川本流下流 c, 西別川支流源流部 d, e, f, g, h, i の河川水中硝酸態窒素濃度が高いことが（Table 2-8）、イオン態 Al 濃度を高くしている（Fig. 2-6, Fig2-7）可能性が考えられた。これらのことから、河川水中イオン態 Al 濃度を上昇させる要因である河川水中硝酸態窒素濃度を左右する要因について、検討する必要があると考えられた。

実際に今回の調査でも河川水中アルミニウム反応性 Al（イオン態 Al）が 0.13mg/l を超える調査地点が複数確認されており（Table 2-8）、河川水中イオン態 Al 濃度の動向がもっとも注視すべき水質項目だと考えられる。

そこで、水産業および自然環境への負の影響を最低限許容できる第一段階の管理目標値を設定するにあたり、イオン態 Al 濃度をとり上げ、その許容限度濃度を 0.13mg/l とすることとして、特に河川水中硝酸態窒素濃度との関連と土地利用、物質投入との関連を検討した。

第一段階の管理目標値を左右する土地利用および草地管理の要因として、流域の人為的窒素投入量、流域森林率、草地土壌塩基飽和度および草地土壌交換性 CaO の存在が考えられた。そこで、これらが第一段階の管理目標値にどの程度影響しているかを、重回帰分析で標準偏回帰係数を求めることによって検討した（Table 5-1, Table 5-2, Table 5-3）。その結果、第一段階の管理目標値を実現するために重要性が高い土地利用および草地管理の要因として、まず流域の草地土壌塩基飽和度および草地土壌交換性 CaO がまず考えられた。その次に河川水中硝酸態窒素濃度に大きく影響する流域森林率が考えられ、またその次に流域人為的窒素投入量が考えられた。つまり河川水中 Al を減少させるために効果的な順は、草地土壌への炭酸カルシウムの散布、流域森林の回復、流域窒素投入量の抑制である。これらの中で、JA の草地植生改善事業による助成も存在する炭酸カルシウムの散布が、安価容易に導入でき、かつ効果も高い。流域森林の回復は、効果は高いものの森林の増加は草地の減少を意味することから土地の確保が難しい。窒素投入量の削減は、合意形成が難しく、かつ最も効果が低い。

これらのことを考えると、現実的な優先順位としても草地土壌への炭酸カルシウムの散布、流域森林の回復、流域窒素投入量の抑制と考えられた。

5. 4. 2. 管理目標値と土地利用

河川水中アルミニウム反応性 Al（イオン態 Al）が 0.13mg/l 以下となる河川水中酸可溶 Al 濃度は 100mg/L 程度である（Fig. 5-1）。この時の河川水中硝酸態窒素濃度は 1.3mg/l であり

(Fig. 5-2), この時の流域森林面積は 40%程度と考えられた (Fig. 5-5)。しかしながら, 現状の根釧地方の森林率は 34-41%である (Table 2-6)。

これらのことから, 現状よりも森林面積を回復させることは, 河川水中アルミニウム反応性 Al (イオン態 Al) を 0.13mg/l 以下とすることに効果があると考えられる。

5. 4. 3. 管理目標値と流域への物質投入

同じく河川水中硝酸態窒素濃度は 1.3mg/l 以下とする流域窒素投入量は, 80kg/ha が限度と考えられた (Fig. 5-3)。この状態の生産乳量は 6311kg/ha と考えられる。現状では草地への窒素投入量は 113kg/ha, 生産乳量は 7732kg/ha であることから (Fig. 5-4), 窒素投入量は 3 割減, 乳生産量は 2 割減となる。このことによる地域経済への影響については次に述べる。

5. 4. 4. 管理目標値と流域草地土壌

第一段階の管理目標値と設定した河川水中アルミニウム反応性 Al (イオン態 Al) が 0.13mg/l 以下となる河川水中酸可溶 Al 濃度は 100mg/L 程度では (Fig. 5-1), 流域草地土壌中の pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al は, 200mg/100g 乾土と推定される (Fig. 5-7)。この時の草地への窒素投入量は 60kg/ha 程度と推定される (Fig. 5-3)。また, この時の土壌塩基飽和度は 70%程度と考えられ (Fig. 5-7), この時の土壌交換性 CaO は 400mg/100g 乾土程度と考えられる (Fig. 5-8)。

これらのことから, 特に土壌塩基飽和度を高めるために, 炭酸カルシウム等のカルシウム肥料を施用することが有効であると考えられた。しかし, 土壌中 CaO の増加によって土壌微生物の活性化し, 土壌中の有機体窒素が急速に分解し硝酸態窒素が大量に生成され, 硝酸態窒素が河川に流出する可能性も考えられることから, 草地へのカルシウム肥料の施用と河川水中の硝酸態窒素濃度との関連を今後慎重に探究する必要がある (越川ら 2004, 天北農試 1984, 宝示戸ら 1983)。

5. 4. 5. 管理目標値と根室経済の関連

仮に, 根釧地方全体の酪農が低投入化した場合, 「農業部門から各産業への生産物の販路構成額」で各部門とも 4 割減, 「各産業部門から農業部門への原材料等の費用構成割合」で各部門とも 6 割減になることから, 関連産業に与える負の影響は大きいと考えられる (Table 5-4, Table 5-5)。

一方, 根釧地方全体の酪農が中投入化した場合, 「農業部門から各産業への生産物の販路構成額」で各部門とも 2 割減, 「各産業部門から農業部門への原材料等の費用構成割合」で各部門とも 3 割減になることから, 関連産業に与える負の影響は低投入化よりは小さいと考えられる (Table 5-4, Table 5-5)。

特に負の影響を被るのは, 輸入飼料穀物を扱う製造業, 流通業, 小売業であると考えられる (農文協 1978, 農文協 1987, 畠山 2009, 岩崎 2006, 岩崎 2010)。また, 乳生産量の減少

により影響が大きいのは流通業と製造業であると考えられる（岩崎 2006, 岩崎 2010）。一方酪農経営自体は化学肥料と購入飼料という生産コストが減少することから、農業所得率の増加により実質所得の低下は小さいと考えられた（三友 2000, 吉野 2008, 佐々木 2014, 佐々木 2017）。

中投入化（人為的窒素投入量 80kg/ha）で、第一段階の管理目標値以下を維持できることから、より現実的な対応として低投入化（人為的窒素投入量 50kg/ha）よりも根釧地方地域全体の中投入化を検討してみる価値はあると考えられる。

しかしながら上記の予想は、特に乳製品に関する国境障壁の存在と安価な輸入穀物の存在を前提にしている（岩崎 2006, 岩崎 2010）。今後、EPA 交渉や FTA 交渉が進展すると、これらの前提が変化し、乳製品価格の下落と輸入穀物価格の上昇が発生する可能性もある（岩崎 2006, 岩崎 2010, 佐々木 2014, 佐々木 2017）。このような状況下になった場合、穀物消費を抑制し生産コストを圧縮した酪農経営形態や、乳生産物の高付加価値化を実践する酪農経営形態が求められていくと考えられる（吉野 2008, 佐々木 2014, 佐々木 2017）

以上の議論は、合意形成が最も難しいと考えられる窒素投入量の抑制を入口に、窒素投入量を抑制するかしないかによる各ケースの地域経済への影響についてまず論じた。しかし酪農関連産業自体の変化が可能であると仮定するならば別の考え方もありうると考えられる。例えば、製造業（乳製品製造業）が、チーズなどの高付加価値製品製造にシフトし、現在の買取乳価制度が飲用乳および加工乳の区別だけではなく（飲用乳の買取乳価は高く、加工乳の買取乳価は安い）、チーズ用加工乳の制度を創設し高く買い取り付加価値を小売価格に転嫁するならば、地域全体の生産乳量が減少しても酪農業および製造業ともに経済的縮小は小さいと考えられる。

その上で、①窒素投入量を抑制しない「乳生産維持型」、②窒素投入量をやや抑制する「バランス型」、③窒素投入量を大きく抑制する「高付加価値型」の3つのケースを想定して、地域経済への影響および地域の持続的利用に向けてどのようなことが必要だと考えられるかについて以下に論じる。いずれのケースを採用するとしても、地域の経済的・環境的持続性を維持することを前提として論じた。

①窒素投入量を抑制しない「乳生産維持型」の場合、窒素投入量は削減しない、また流域森林率も増加させないと仮定する。この場合、河川水中のイオン態 Al 濃度を 0.13mg/l 以下にするためには、流域草地土壌の塩基飽和度を約 70%、つまり炭酸カルシウムを土壌交換性 CaO を約 400mg/100g 乾土以上にするまで施用する必要がある（Fig. 5-6, Fig. 5-8）。炭酸カルシウムを購入するというコストが生じるが、現在 JA において草地植生改善運動の一環として炭酸カルシウム購入への助成を行っており、購入コストは大幅に低減できると考えられる。また、窒素投入量は削減しないため乳生産量は抑制されず、比較的早く河川水中 Al 濃度抑制の結果が見込めると考えられた。

②窒素投入量をやや抑制する「バランス型」の場合、窒素投入量の抑制、流域森林率の回復、草地への炭酸カルシウムの散布いずれも実施すると仮定する。また実施する流域は、流

域ごとのまた草地ごとの酪農経営体ごとの実情に応じて採用できる手段を選択するものとする。この場合、窒素投入量の削減が行われるため生産乳量の抑制が発生する。しかし、③「高付加価値型」のような大きな窒素投入量の削減は、地域全体としては行われなため、生産乳量低下は小さいものと考えられ、地域経済への影響も小さいと考えられた。

③窒素投入量を大きく抑制する「高付加価値型」の場合、流域森林率を回復させず炭酸カルシウムの施用もほとんど行わないと仮定する。この場合、河川水中のイオン態 A1 濃度を 0.13mg/l 以下にするためには、流域窒素投入量を約 80kg/ha まで削減する必要がある。さらにイオン態 A1 濃度を低下させたい場合は流域窒素投入量をさらに削減する必要がある。この場合の地域経済への影響は大きいことはすでに述べた。しかし、前述したようにチーズなどの高付加価値製品製造にシフトし、チーズ用加工乳の制度を創設し高く買い取り付加価値を小売価格に転嫁するならば、地域全体の生産乳量が減少しても酪農業および製造業ともに経済的縮小は小さいと考えられた。

また別の考えでは、①を第 1 段階の取り組みとして、最終的には③のケースに移行する可能性もあり得ると考えられた。

もう一つ考えるべきは地域の人口減少である。地域の人口減少によって酪農家 1 戸当たりの飼養頭数は増加していくと考えられる。しかし、酪農家 1 戸当たりの飼養頭数の拡大には限界があるため、地域内の乳牛飼養頭数は減少に転じる可能性もある。その場合窒素投入量が減少し、河川水中の硝酸態窒素、アルミニウムは減少し、水産業や水生生物への影響は小さくなる可能性が考えられた。

このように、本研究によって地域の将来像の構築に向けて様々な選択肢が存在することが明らかになった。今後、どのような選択をしていくかについて地域住民間で意識を共有する場をいかにつくっていくかがこれからの課題である（守田 1971, 守山 1988, 村上 1971, 広松ら 1991）。

5. 4. 6. 管理目標値と水産業との関連

③「高付加価値化」（人為的窒素投入量 80kg/ha）は、第一段階の管理目標値である河川水中イオン態 A1 濃度 0.13mg/l 以下にすることを目標に設定している。しかしながらイオン態 A1 濃度 0.13mg/l は、サケマス稚魚の半数致死量であり（橋本 1989）、現状の実態ではこれ以上のイオン態 A1 濃度が見られるため改善はされているものの、依然として水産業にとっては盤石な第一段階の管理目標値とは言い難い（Fig. 5-1, Fig. 5-2, Fig. 5-3）。

一方、低投入化すなわちマイペース酪農の地域への大幅な普及（人為的窒素投入量 50kg/ha）は、河川水中イオン態 A1 濃度は 0.12mg/l と推定され、③「高付加価値化」よりも水産業にとってはリスクが小さくなる（Fig. 5-1, Fig. 5-2, Fig. 5-3）。

今回の試算では、水産業の回復による根釧地方経済への正の影響は試算されていない。河川水中イオン態 A1 濃度の低下によって、水産業がどの程度回復し、どのような経済波及効果があるかについては、今後の課題である。

5. 5. 引用文献

- 橋本進 (1989) 温泉排水による環境破壊 I 川湯温泉に起源するアルミニウムイオンの魚毒性について. さけ・ますふ研報 43 : 29-38
- 畠山尚史 (2009) 穀物輸出国における穀物の需給動向. 北草研報 43 : 9-12
- 広松伝・森俊介・宮本智恵子・宇根豊・渋谷忠男 (1991) 地域が動き出すとき. 農山漁村文化協会, 東京, p1-231
- 北海道開発局 (2011) 平成 23 年度北海道産業連関表
- 北海道立天北農業試験場 (1984) 草地の経年化に伴う土壌酸性化と石灰施用. 昭和 59 年度北海道農業試験場会議資料, 札幌, p1-26
- 宝示戸 雅之 佐藤 辰四郎 高尾 欽弥 (1983) 草地土壌の酸性化に伴うアルミニウム溶出と牧草生育 北海道立農業試験場集報 (50), p43-53, 1983-12
- 干場信司 (2008a) 原点に戻ろう!. 今こそ大切な循環型酪農. 酪農ジャーナル 2008 年 12 月号 : 14-16
- 干場信司 (2007) 酪農生産システム全体から牛乳生産調整問題を考える. 北畜会報 49 別冊 : 1-13
- 干場信司 (2008b) 原点に戻ろう!. 今こそ大切な循環型酪農. 酪農ジャーナル 2008 年 12 月号 : 14-16
- 干場信司 (2008c) 私たちが目指す循環農法とは. 循環型農業論. 酪農学園大学酪農学部酪農学科, 江別, p1-3
- 干場信司 (2008d) 循環型畜産の成立条件. 酪農学園大学酪農学部酪農学科, 江別, p37-40
- 岩崎徹 (2006) 「農業の国際化」と北海道農業の構造変動. 札幌大学「経済と経営」第 36 巻第 2 号, p151-171
- 岩崎徹 (2010) 「グローバル資本主義と農業」に関するいくつかの論点-農業問題研究学会の著作を素材として-. 札幌大学「経済と経営」第 41 巻第 1 号, p1-21
- 越川昌美・高松武次郎 (2004) 土壌-河川-湖沼系におけるアルミニウムの動態と化学. 地球環境 Vol. 9 No. 1 : 83-91
- 前川静弥・加藤清敏・桜井正則 (1966) アスコルビン酸をいんぺい剤とするアルミノン吸光度法による鉄鋼中のアルミニウム定量法. 分析化学. Vol115 : 852-855
- 三友盛行 (2000) マイペース酪農. 風土に生かされた適正規模の実現. 農山漁村文化協会, 東京, p1-226
- 守田志郎 (1971) 農業は農業である. 農山漁村文化協会, 東京, p1-288
- 守山 弘 (1988) 自然を守るとはどういうことか. 農山漁村文化協会, 東京, p1-260
- 村上利夫 (1971) 実践農業指導論. 農業図書株式会社, 東京, p1-334
- 猫本健司 (2008) 地域内養分循環の促進-実践事例を通して-. 循環型農業論. 酪農学園大学酪農学部 酪農学科, 江別, p13-15
- 日本水産資源保護協会 (2005) 水産用水基準. 日本水産資源保護協会, 東京, p1-24

- 農文協文化部(1987)農文協の「農業白書」. 農山漁村文化協会, 東京, p1-218
- 農文協文化部(1978)戦後日本農業の変貌-成り行きの一〇年-. 農山漁村文化協会, 東京, p1-244
- 佐々木章晴(2009)根釧地方の酪農開発が自然環境に与える影響. 日草誌 55(3) : 252-263
- 佐々木章晴 (2014) これからの酪農経営と草地管理. 農山漁村文化協会, 東京, p1-142
- 佐々木章晴(2016) 野付湾流入河川における流域土地利用による河川水質への影響. 環境情報科学学術研究論文集 30 : 123-128
- 佐々木章晴 (2017) 草地と語る マイペース酪農ことはじめ. 寿郎社, 札幌, p1-221
- 和田実・中島美和子・前田広人 (2002) 粘土散布による赤潮駆除. 日本水産学会監修. 有害・有毒藻類ブルームの予防と駆除. 恒星社厚生閣. 東京, 121-133
- 吉野宣彦(2008)家族酪農の経営改善. 根室酪農専業地帯における実践から. 日本経済評論社, 東京, p1-269

6. 継続的な管理目標値の設定と行動の実施

6. 1. はじめに

これまでに、易移動性 A1 が水生生物、水産生物、草地のイネ科草の生育にとって負の影響を与えることから、河川水中イオン態 A1 濃度、土壌 pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 A1 濃度をコントロールしていく必要があることを論じてきた。また、酪農生産や草地管理で行われる人為的窒素投入が易移動性 A1 の挙動を左右していることも論じてきた。また、流域森林率や流域の草地土壌塩基飽和度が河川水中酸可溶アルミニウム濃度やアルミノン反応性アルミニウム濃度の挙動を左右している可能性についても論じてきた。これらの研究成果から、一律に人為的窒素投入量を抑制する、あるいは目標とする流域森林率を決定する、あるいは目標とする草地土壌塩基飽和度になるように炭酸カルシウムの投入量を設定する、などのように、いわば酪農家を「指導」することも不可能ではない（村上 1971）。

しかし、そのような「指導」では、地域住民自らが考えて決断していくプロセスを奪ってしまい、継続的な取り組みが難しくなる（守田 1971, 守山 1988, 村上 1971, 広松ら 1991）。

キーポイントとなる人為的窒素投入量の把握や流域森林率の測定は、不可能ではないが、地域住民が自ら算出するには煩雑な記録と算出が必要となる。また、土壌および河川水中の A1 の定量は、これまで述べてきたように様々な形態の A1 が存在することから（越川ら 2004）、簡易に調査分析することは難しい。このため、地域住民が自ら考えていくための調査分析手法が必要となる。

この章では、河川水を見つめることによって逆に土地利用の問題点を推定できる手法を開発することとした。その上で、流域の大部分が草地化されている現状から、草地土壌をどのように管理していくか、そのための調査分析の手法について検討した。

6. 2. 材料と方法

6. 2. 1. 指標種としてのバイカモ

4. 3. 4. のデータから、バイカモが許容できるイオン態 A1 濃度を算出し、これを基にして流域の人為的窒素投入量、流域森林率の推定を試みた。

6. 2. 2. 河川水質調査の簡易化

2. 3. 4., 2. 3. 5., 2. 3. 6., 2. 3. 7., 2. 3. 8. のデータから、より簡易に測定でき、なおかつ他の分析項目と相関が良い項目を抽出した。これを基にして流域の人為的窒素投入量、流域森林率の推定を試みた。また、簡易な測定法についても検討した。

6. 2. 3. 草地土壌調査の簡易化

現在の土壌診断事業は多項目にわたり費用および時間がかかる。そこで、2. 3. 8., 3. 3. 8. のデータから管理目標を実現するために最低限必要な項目を抽出した。また、簡易な測定法についても検討した。

6. 3. 結果

6. 2. 1. バイカモの存在による流域土地利用の推定

In vitro 実験の結果である Fig. 4-7, Fig. 4-8 より、バイカモがほぼ成長できなくなるイオン態 Al 濃度は 0.75mg/L である。サケマス稚魚半数致死量であるイオン態 Al 濃度 0.13mg/l 以下では、バイカモの生育の抑制はわずかである。したがって、バイカモ群落が長期間にわたり消滅した地点では、サケマス稚魚に負の影響が起こる可能性が高いと言える。しかし、バイカモが存在しない中下流域では適用できない。

6. 2. 2. 河川水中電気伝導度、硝酸態窒素、カリウムそれぞれによる河川水質評価

Table 6-1 に、人為的窒素投入量と流域森林率に関連が深い河川水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、有機物汚染の指標である COD、イオン態 Al 濃度に関連が深い河川水中酸可溶 Al と、比較的容易に分析可能な EC、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、K との相関関係を示した。

河川水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、COD、酸可溶 Al と相関関係が見られた、あるいはある程度見られたのは意外にも K であった (Table 6-1, Fig. 6-1, Fig. 6-2, Fig. 6-3)。

この理由として、K の供給は化学肥料および購入飼料から N の供給と同時に進むことから (Wang. et. al 2016)、人為的窒素投入量や $\text{NO}_3\text{-N}$ と密接な関係があることがまずあげられる (Table 2-7)。また、草地に投入される堆肥やスラリーなどに窒素とともに K が大量に含まれることも (北海道立中央農業試験場・北海道農政部農業改良普及課 1992)、 $\text{NO}_3\text{-N}$ や COD と関係が見られることにつながっていると考えられる。そして、土壌中においてイオン態以外の K はケイ素とアルミニウムの結晶である粘土中に固定されていることが多いことから、硝酸態窒素などのアニオンの存在により粘土から Al が溶出する時に同時に K も放出される可能性が考えられる (岡島 1989)。

これらのことが、河川水中の K 濃度は河川水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、酸可溶 Al と相関がみられる理由と考えられ、河川水質調査の簡易化には河川水中の K 濃度を重点的な測定項目とすることがより良い選択になると考えられた。

しかしながら、河川水中の K 濃度は流域への K 投入量だけではなく、余剰 K 量、土壌への吸着の度合いによって左右されることが指摘されている (Wang. et. al 2017)。このため、河川水中の K 濃度の変動については、さらなる探究が必要であると考えられた。

Table 6-1 河川水質項目間の相関関係

	mS/m		mg/l	
	EC	NO ₃ -N	NO ₃ -N	K
NO ₃ -N mg/l	+0.58*	-		+0.68**
COD mg/l	+0.08 ^{NS}	+0.29 ^{NS}		+0.58*
酸可溶 Al mg/l	+0.09 ^{NS}	+0.67**		+0.61**

** : 95%で有意 * : 90%で有意

NS : 有意性なし

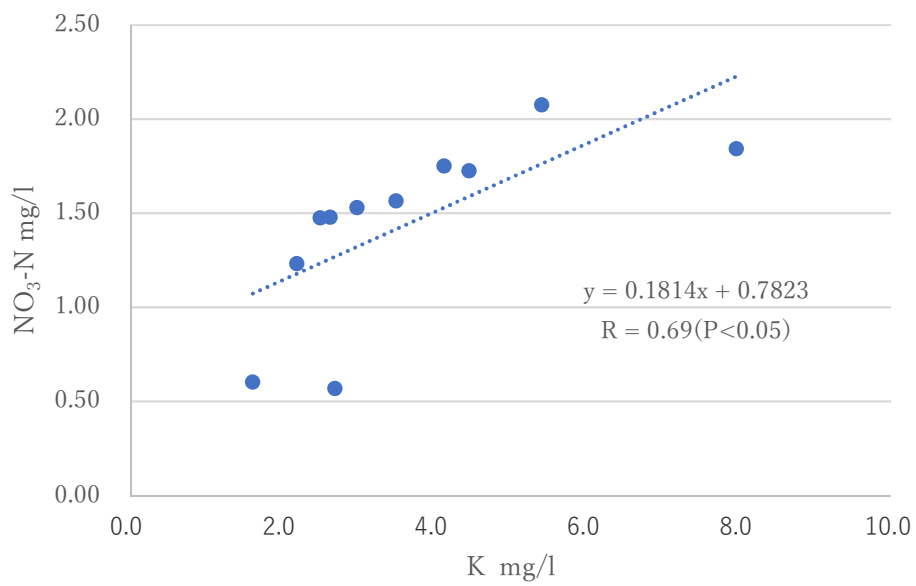


Fig. 6-1 河川水カリウム濃度と河川水硝酸態窒素濃度の関係

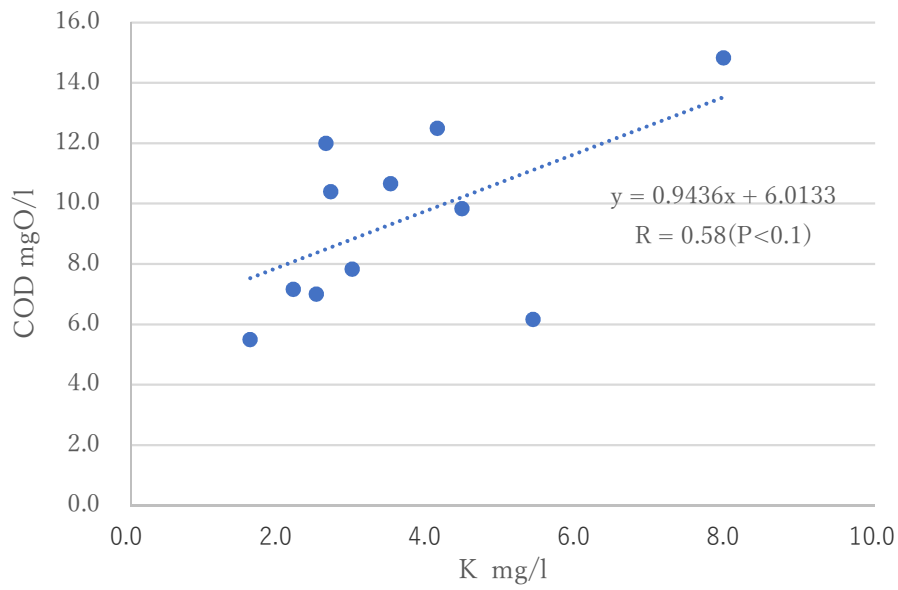


Fig. 6-2 河川水カリウム濃度と河川水化学的酸素要求量の関係

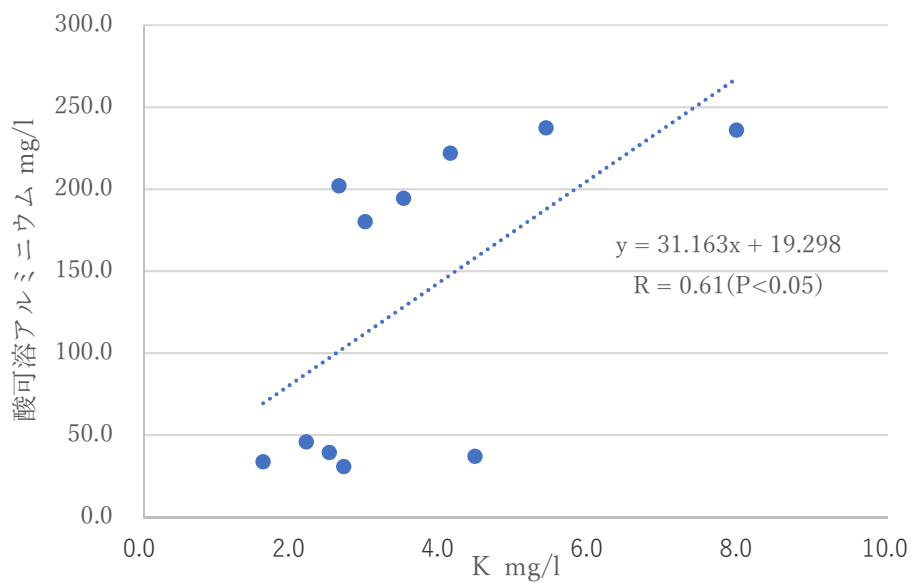


Fig. 6-3 河川水カリウム濃度と河川水酸可溶アルミニウム濃度の関係

6. 2. 3. 草地土壌における草地植生と河川水質にかかわる重点項目

河川水中の酸可溶性アルミニウム濃度を 100mg/l 以下およびアルミノ反応性アルミニウムを 0.13mg/l 以下にそれぞれ抑制するためには、流域草地土壌の塩基飽和度 70%以上に高める必要があった (Fig. 2-17, Fig. 2-18)。土壌塩基飽和度を左右するのは土壌交換性 CaO であることから、土壌交換性 CaO が 400mg/100 乾土以上を基準とした炭酸カルシウム施用を行うことが有効と考えられる (Fig. 2-19)。

6. 2. 4. 炎光光度法と公定法の比較

このように河川水は K 濃度、草地土壌は土壌交換性 CaO を測定することが、第一段階の管理目標値を維持していく上で効果的であると考えられる。これらの測定は通常、空気-アセチレン炎の炎光光度法か原子吸光光度法が一般的に使われる (北海道立中央農業試験場・北海道農政部農業改良普及課 1992)。しかし空気-アセチレン炎は特別な換気装置を必要とし、どこでも実施することは難しい。

一方より簡易な測定機器として、空気-プロパン炎による炎光光度計が存在する (池田 1967)。炎光光度計はプロパンが使えることによりキッチン程度の設備で分析を実施できる利点がある。また、発色法に比べ短時間で多検体を処理できる利点もある。

この空気-プロパン炎の炎光光度分析法と公定法である空気-アセチレン炎の炎光光度・原子吸光光度分析法との間には、1:1 ではないが直線的な相関関係が見られた (Fig. 6-4, Fig6-5) (山崎 1956, 佐々木ら 2016)。空気-プロパン炎による炎光光度分析法は、河川水中 K 濃度および土壌中交換性 CaO 含量の測定に有効であると考えられる。

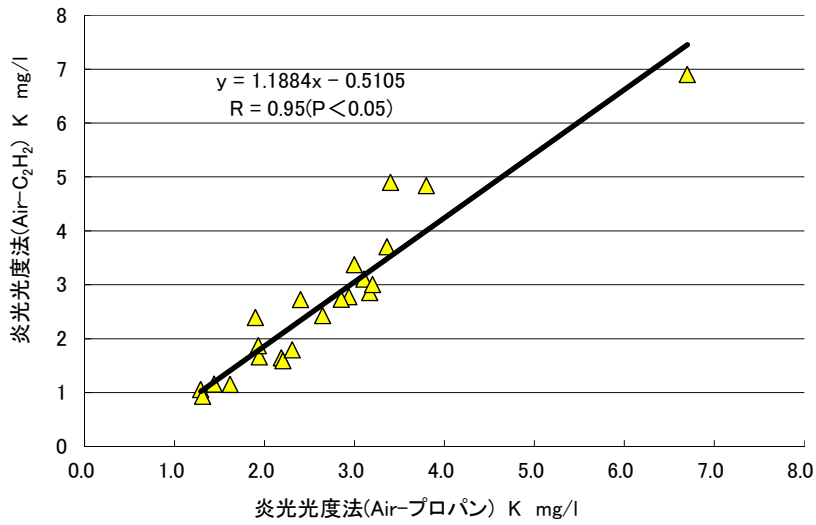


Fig. 6-4 Air-プロパン炎光光度法と Air-アセチレン炎光光度法による
河川水カリウム測定値の相関関係

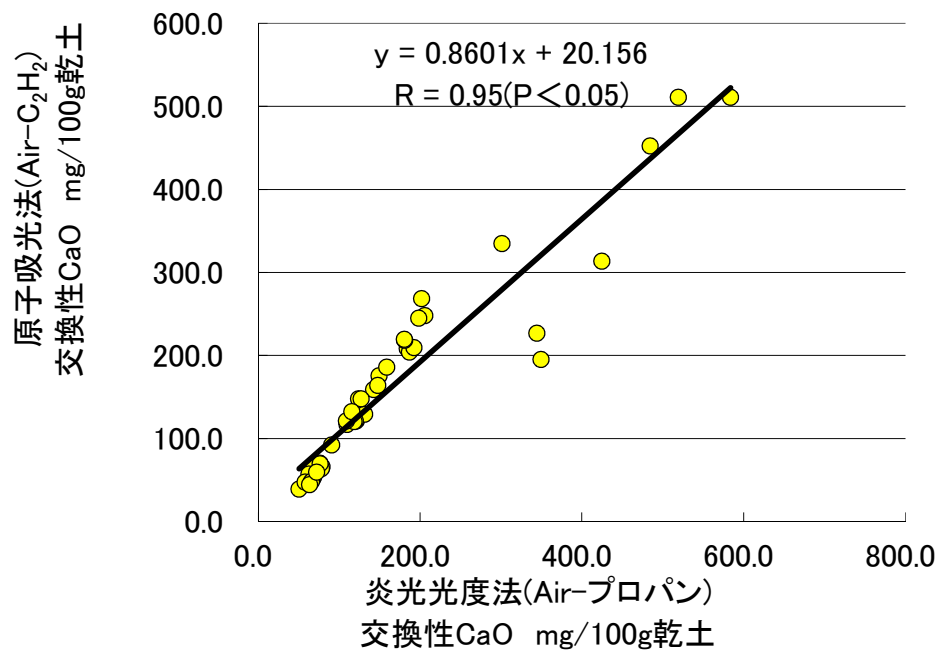


Fig. 6-5 Air-プロパン炎光光度法と Air-アセチレン原子吸光光度法による
土壌交換性カルシウム測定値の相関関係

6. 4. 考察

6. 4. 1. 河川水質と流域土地利用におけるバイカモ指標化

バイカモが生育を停止すると考えられるのは、イオン態 Al 濃度 0.75mg/L 以上である (Fig4-7, Fig4-8)。このイオン態 Al 濃度の場合バイカモがほとんど成長できず、新しいシユートを発生させることが難しくなり、群落が消滅する可能性が高いと考えられる。この場合すでにサケマス稚魚の半数致死量であるイオン態 Al 濃度 0.13mg/l を超えているため (橋本 1989)、確実にサケマス稚魚に負の影響が及んでいる可能性が高くなる。ただし、この状況下では、人為的窒素投入量が理論上 300kg/ha を超えており (Fig. 2-7, Fig. 2-6, Fig. 2-10)、現実の根釧地方の酪農経営ではあまり見られない状態である。そのため、バイカモの存在の可否のみでサケマス稚魚への影響の有無を判断することは難しいと考えられる。

ただし、今回の調査ではバイカモの生息の有無のみであったため、自然状態におけるバイカモの生息状況と水質および底質との関連を、今後さらに解明する必要があり、そのことによって、イオン態 Al 濃度とバイカモ生息状況との関連および、バイカモの生育とサケマス稚魚との関連をより解明できると考えられた。

6. 4. 2. 河川水中カリウムによる河川水質評価

河川水中 K 濃度は、多岐にわたる流域全体の状況を推定することが可能となると考えられた。

まず、第一段階の管理目標値と設定したサケマス稚魚の半数致死量であるイオン態 Al 濃度 0.13mg/l 以下にする酸可溶 Al 濃度は 100mg/L である (Fig. 2-7)。この時の河川水中 K 濃度は 2.5mg/L となる (Fig. 6-1)。そのため第一段階の管理目標値のためには、河川水中 K 濃度 2.5mg/L 以下を目標とすること考えられた。

そして、河川水酸可溶 Al 濃度が推定できることは、流域草地土壌の土壌中 pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al 濃度も推定できると考えられた (Fig. 2-16)。このことは草地植生の状態を推定できるとともに (Fig. 3-8)、人為的窒素投入量も推定でき (Fig. 2-14)、どのような草地管理・酪農経営を行っているかも推定できると考えられた (Fig. 3-2, Fig. 3-3, Fig. 3-4)。さらに、土壌陽イオン交換容量とも負の相関関係があることから (Table 2-16)、草地土壌の塩基置換容量も推定できると考えられた。草地土壌の pH 4.0 酢酸アンモニウム可溶 Al 濃度、草地植生 (北海道立天北農業試験場 1984, 宝示戸ら 1983)、陽イオン交換容量が推定できると考えられることから、河川水中 K 濃度が高いことは草地および草地土壌が劣化している可能性への指標としても活用できることを意味すると考えられた。

また、河川水中 NO₃-N 濃度と相関があることから (Fig. 2-5)、これと相関がある流域森林率も推定できると考えられた (Fig. 5-5)。

このように河川水中 K 濃度は、管理目標の設定に必要な多岐にわたる情報を推定できる強みを持つ。これらのことから、河川水中 K 濃度を継続的に測定することは、河川流域の総合的な管理のために、様々な考える情報を提供できると考えられた (Fig. 6-7)。

6. 4. 3. 草地土壌中交換性カルシウムによる草地植生および河川への影響評価

土壌塩基飽和度を上昇させると河川水中酸可溶 Al 濃度がおよびイオン態 Al 濃度が低下することから (Fig. 2-17, Fig. 2-18), 土壌塩基飽和度のコントロールも一つのカギとなると考えられた。土壌塩基飽和度は、土壌交換性 CaO と直線的な相関関係にあることから (Fig. 2-19), 土壌交換性 CaO を維持、具体的には 400mg/100g 乾土以上に維持するように管理することが重要なポイントとなると考えられた。

また、土壌交換性 CaO の増大は、草地のイネ科草%を増大させることから、重要であると考えられた (Fig. 3-9)。このデータから、炭酸カルシウムの施用をどのようにしていくかを考えるきっかけになると考えられた。

6. 4. 4. 炎光光度法による河川水質および草地土壌の評価

河川水中 K 濃度、草地土壌中 CaO は、地域住民自ら調査分析することが望ましい。実際に自ら計測することにより、河川流域の現状、土地利用、酪農経営など多岐にわたる情報を地域住民、行政、JF, JA, 関連産業などが共有し、地域全体で今後の方向性を考えていくきっかけになることができると考えられた。

このことから、例えば地域住民が地元別海高校の実験室に空気-プロパン炎の炎光光度計を設置し、あるいは地元別海高校専攻科に既に存在する炎光光度計の利活用によって、継続的な実態把握と管理目標値の設定を行っていくことは可能性があると考えられた。

6. 4. 5. 管理目標値の設定と行動の選択肢

本研究では、河川水における第一段階の管理目標値をサケマス稚魚の半数致死量であるイオン態アルミニウム濃度 (本研究ではアルミノン反応性アルミニウム濃度) 0.13mg/l 以下と設定した (橋本 1989)。この条件を満たす河川水水質項目は、酸可溶性アルミニウム濃度 100mg/l 以下、硝酸態窒素濃度 1.3mg/l 以下であり (Fig. 5-1, Fig. 5-2), この時のカリウム濃度は 2.5mg/l であった (Fig. 6-1)。

これらの条件を満たす土地利用および草地管理は、流域森林率 40%以上 (Fig. 5-5), 河畔林幅 50m 以上 (佐々木 2009), 流域の人為的窒素投入量 80kg/ha 以下 (Fig. 5-3), 流域の草地土壌塩基飽和度 70%以上 (Fig. 5-6, Fig. 5-7), 流域の草地土壌交換性 CaO 400mg/100g 乾土以上であった (Fig. 5-8)。流域全体で、あるいは各支流の流域において、流域森林率あるいは河畔林幅を拡大させるか、流域の窒素投入量を抑制するか、草地土壌交換性 CaO 含量を増加させるかの判断は、地域住民間の討議と合意形成によって決定していくことが望ましいと考えられた。

具体的には、成牛換算飼養密度が小さく草地に余裕がある場合は、流域の森林面積を拡大する、あるいは河畔林の幅を拡大するための植林活動が選択肢に上ると考えられた (虹別コロカムの会 2015)。一方、酪農経営において負債が小さい場合購入飼料と購入肥料を削減し生産コストを低減させながら農業所得を維持する選択も考えられ (三友 2000, 佐々木 2014), この場合流域の人為的窒素投入量は減少すると考えられた。また、流域の森林面積

を拡大できず、なおかつ生産乳量低下の懸念から購入飼料および購入肥料を削減することが難しい場合、草地土壌の交換性 CaO 含量を増加させるために炭酸カルシウムの積極的な施用が考えられた。

この選択には、地域行政機関のみならず、農業協同組合、漁業協同組合、関連産業界の連携が不可欠であり、関連する地域住民の討議と合意形成を醸成する場として虹別コロカムイの会、マイペース酪農交流会の活動は重要な意味を持つと考えられた（村上 1971, 広松ら 1991）。

討議・合意形成と活動の実施、この2つの往復運動によって活動は展開される。討議・合意形成に欠かせないことが実態把握と課題の抽出である。特に実施した活動がどのような効果をもたらしているのかについて検証できる仕組みづくりが必要である。ここに、河川水中カリウム濃度および草地土壌交換性 CaO 含量の継続的な観測の必要性があると考えられ、ここから得られる河川水質の状態、土地利用の状況、草地管理の実態の把握に関するデータは、次なる地域住民間の討議・合意形成と活動の実施を前進させる起動力になると考えられた（村上 1971, 広松ら 1991）。これはすなわち、地域における PDCA サイクルの実施の実現によって活動は展開されていくものと考えられた。

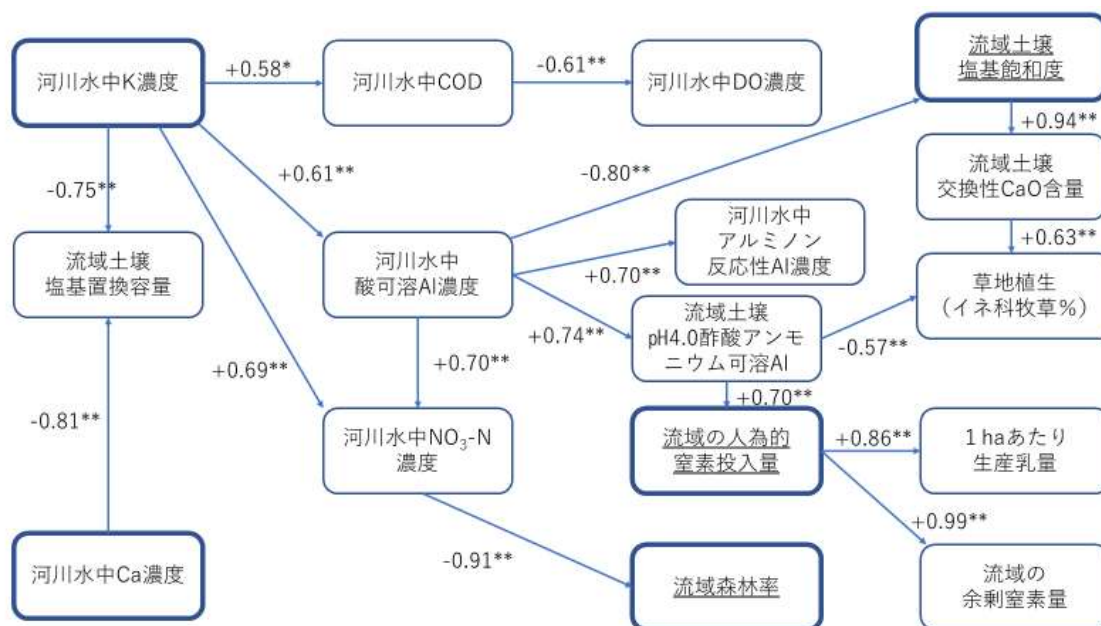


Fig. 6-7 河川水中 K 濃度を出発点とした河川水質，土地利用，人為的窒素投入量，流域草地土壌の各項目相互の相関図

** : 95%有意, * : 90%有意.

6. 5. 引用文献

- 橋本進 (1989) 温泉排水による環境破壊 I 川湯温泉に起源するアルミニウムイオンの魚毒性について. さけ・ますふ研報 43 : 29-38
- 広松伝・森俊介・宮本智恵子・宇根豊・渋谷忠男 (1991) 地域が動き出すとき. 農山漁村文化協会, 東京, p1-231
- 北海道立天北農業試験場 (1984) 草地の経年化に伴う土壌酸性化と石灰施用. 昭和 59 年度北海道農業試験場会議資料, 札幌, p1-26
- 宝示戸 雅之 佐藤 辰四郎 高尾 欽弥 (1983) 草地土壌の酸性化に伴うアルミニウム溶出と牧草生育. 北海道立農業試験場集報 (50), p43-53, 1983-12
- 北海道立中央農業試験場・北海道農政部農業改良普及課 (1992) 土壌および作物栄養の診断基準—分析法 (改訂版) —. 北海道農政部. p1-198.
- 池田重良 (1967) 炎光・原子吸光分析・基礎分析化学講座 18. 共立出版, 東京, p1-73
- 加藤秀正・白井昌洋・松川進 (1995) 酸性土壌の土壌溶液のアルミニウムの形態と濃度. 日本土壌肥料学雑誌 66 巻 1 号 : 39-47
- 三友盛行 (2000) マイペース酪農. 風土に生かされた適正規模の実現. 農山漁村文化協会, 東京, p1-226
- 守田志郎 (1971) 農業は農業である. 農山漁村文化協会, 東京, p1-288
- 守山 弘 (1988) 自然を守るとはどういうことか. 農山漁村文化協会, 東京, p1-260
- 村上利夫 (1971) 実践農業指導論. 農業図書株式会社, 東京, p1-334
- 虹別コロカムイの会 (2015) 虹別コロカムイの会 20 年. 虹別コロカムイの会, 標茶・別海, p1-7
- 岡島秀夫 (1989) 土の構造と機能. 複雑系をどうとらえるか. 農山漁村文化協会, 東京, p1-268
- 佐々木章晴 (2009) 根釧地方の酪農開発が自然環境に与える影響. 日本草地学会誌 55 (3) : 252-263
- 佐々木章晴 (2014) 「これからの酪農経営と草地管理-土-草-牛の健康な循環でムリ・ムダをなくす-」 農山漁村文化協会, 東京, p1-144
- 佐々木章晴・渡辺薫子・BWB Technologies (2016) 炎光光度分析法の土壌および牧草体, 環境水測定への応用. 環境情報科学誌
- Wang Chunying, Boithias Laurie, Ning Zigong, Han Yuping, Sauvage Sabine, Sanchez-Perez Jose-Miguel, Kuramochi Kanta, Hatano Ryusuke (2017) Comparison of Langmuir and Freundlich adsorption equations within the SWAT-K model for assessing potassium environmental losses at basin scale, Agricultural Water Management 180 : 205-211
- Wang Chunying, Jiang Rui, Boithias Laurie, Sauvage Sabine, Sanchez-Perez Jose-Miguel, Mao Xiaomin, Han Yuping, Hayakawa Atsushi, Kuramochi Kanta, Hatano

Ryusuke (2016) Assessing potassium environmental losses from a dairy farming watershed with the modified SWAT model, Agricultural Water Management 175 : 91-104

山崎傳・草野秀 (1956) 土壤置換性塩基 (Na K Ca Mg) の炎光測定について. 東海近畿農業試験場研究報告・栽培部第3号 : 1-13

吉野宣彦 (2008) 家族酪農の経営改善. 根室酪農専業地帯における実践から. 日本経済評論社, 東京, p1-269

7. 総括

7. 1. 総合討論

北海道根釧地方は、1910年ごろの殖民地地区画開放から始まる農地開発によって、台地上の大部分は草地化され、森林面積率は減少した。

森林面積率の減少は、鳥類においては森林種を減少させ、林縁種、草原種が増加したと考えられる。また、バイカモは西別川上中流域に生息しているが、草地化が進行した中流域では群落の消滅も見られている。

草地化された北海道根釧地方は、草地酪農地帯となった。1970年代以降、乳生産量拡大を目的としてha当たりの乳牛飼養頭数の増大が行われ、それに伴い化学肥料と購入飼料の消費量が増大した。このことは河川流域の窒素投入量を増加させ河川水中の硝酸態窒素濃度を増大させた。河川水中硝酸態窒素濃度の増大は酸可溶Al濃度およびアルミニウム反応性Al（イオン態Al）濃度を増大させた。イオン態Al濃度は、サケマス稚魚の半数致死量に相当する0.13mg/lを超える調査地点も確認され、現実的な脅威であると考えられる。そしてこのことは、バイカモにも同様な影響を与えている可能性が考えられた。また、河川流域の森林面積率の減少（草地面積率の増加）は、草地由来の堆肥、スラリー等の河川への流入を増加させたと考えられ、COD濃度を増加させDO濃度を低下させた。

このように、河川水中のイオン態Al濃度の増加と河川水中DO濃度の低下は、サケマスをはじめとした河川水生成物に大きな影響を与えたと考えられた。

酪農開発による森林面積の減少と河川流域窒素投入量の増大が、河川水質を変化させた可能性について論じた。また、河川流域窒素投入量は化学肥料や購入飼料の消費量に左右されることを明らかにした。

西別川の河川水質に関しては、サケマス稚魚の半数致死量とされるイオン態アルミニウム濃度が0.13mg/lを超える本流及び支流が存在する（橋本1989）ことが明らかになった。

そこで、河川水のAl濃度や河川水Alの由来と考えられる土壌のAl濃度が、河川流域の土地利用や酪農生産構造によってどのように変化するかをまず明らかにした。

具体的には、河川水質の相互関係を確認し、河川流域土地利用と河川水質の関連を確認した。そして河川流域の物質投入と河川流域の土壌の関連、河川水質の関連を明らかにした。

次に、河川水のAl濃度や土壌中のAl濃度が、水生生物および草地植生に与える影響について検討し、具体的には、酪農生産構造による草地への物質投入の変化を確認し、草地への物質投入の変化によって草地植生がどのように変化するかを検討した。また、草地に投入された物質がどのような経路で河川へ流出するかについて検討した。そして実験的に土壌に窒素肥料を添加し、土壌中のイオン態Alの変化について検討した。また、実験的にイオン態Al濃度を変化させ、チモシー幼苗の変化、土壌枯草菌の変化、バイカモの変化を確認した。その上で、水生生物および草地植生とイオン態Al濃度との関連を明らかにして、流域管理のありかたを考えていく科学的な枠組みを構築することを目的とした。

そこでサケマス稚魚の半数致死量であるイオン態Al濃度0.13mg/l以下にする流域管理

を第一段階の管理目標値として、どのような管理を行うべきかを論じた。人為的窒素投入量削減、草地土壌の改良、河畔林復元の3つが重要なポイントとして浮上した。

第一段階の管理目標値を維持するためには、人為的窒素投入量を80kg/haを限度とし、硝酸態窒素というアニオンの発生を抑制すること、草地土壌の塩基飽和度を上昇させるため土壌交換性CaOを400mg/100g乾土以上にすること、河川水中硝酸態窒素を抑制するために流域森林率を40%程度に維持すること、の3つのいずれかを満たすことが条件と考えられた。

しかし、人為的窒素投入量の抑制は生産乳量の抑制も意味することから、地域経済全体への負の影響も大きい。また、流域森林率の増加は草地面積の減少を意味することから植林地の確保が難しい。流域草地土壌の塩基飽和度を増加させるためには炭酸カルシウムの購入と施用が必要になる。いずれにしてもコストの発生や地域経済全体への影響が考えられることから、コンセンサスを得るために、地域住民自らリスク管理を行うための調査分析を行い、情報を地域住民、行政、JF、JA、関連産業などが共有し、地域全体で今後の方向性を考えていく場の必要性についても述べた。

これらを具体的に展開していくためには、根釧地方において現在までどのような動きがあったのかについて振り返る必要がある。

酪農開発による自然環境への負の影響は、1960年代後半から地域住民から指摘されてきた。1960年代後半から1980年代にかけて活動した根室自然保護教育研究会では、草地開発に伴う森林面積の減少と化学肥料および購入飼料の使用量増大により、野生生物へ負の影響が発生していることを繰り返し指摘していた(三浦1974)。鳥類標識調査の継続的な実施により、アオジ等の林縁種・草原種が増加している可能性が高いことを指摘したのもこの団体の活動であった(三浦1974, 阿部ら2008)。

一方、酪農開発による河川環境や水産業への負の影響も、1960年代後半から地域住民の手によって明らかにされてきた。影響を受け取る側である水産業関係者の行動も、早い時期から始まっていた。別海漁業協同組合青年部の活動により、根釧地方の多くのサケマス増殖河川において水産用水に適さない河川が多く存在する事実を明らかにしてきた(根室管内漁協専務参事会1976, 根室地区水産技術普及指導所標津支所2003, 八戸2009)。

また影響を与える側である酪農民自身からも、酪農開発による1戸当たりの大規模化、いわゆるゴール無き拡大による酪農民自身の疲弊・経済的逼迫について問題視するようになった。1970年代には別海労農学習会が開催され、ここですでに「誰にも振り回されずにマイペースに酪農を続けていくにはどうしたらよいのか」という問いかけがあった(吉野2008)。これが後の1990年代に大きく展開するマイペース酪農運動に発展していく(三友2000, 吉野2008, 酪農の未来を考える学習会2009)。

このように、1960年代後半から地域住民の間ではそれぞれの立場で際限なき酪農開発への異議申し立てが存在した。しかし影響を与える側の指導的立場にある農政および農業試験研究機関は、地域全体の乳生産量のさらなる拡大を阻害するものとして認識したため、政策的および科学的知見を基に抑え込みを図った。

政策的には、化学肥料及び購入飼料の低価格化を推進し、買取乳価の安定を図ることで、農業粗収益に注目した経営、つまりは乳生産量の拡大が農業所得を増大させる経営にシフトしやすい環境を整えた（岩崎 2006、畠山 2009、岩崎 2010、吉野 2008、佐々木 2014、佐々木 2017）。

さらに環境への負の影響に関しては、以下のような論を展開し、根釧地方には環境問題は発生していないとの論陣を張った。これらの論の基調は、水産用水基準ではなく水道水質基準を採用したこと、その論拠としてEUの規制を引用していることによる（Smith et. al 1993、グリーン 1999）。

松中らは、収穫物によって収奪された土壌養分を、何らかの形で還元しなければならない。これが循環農法の基本であるとして、酪農ではその土地から生産される自給飼料の生産量で飼養可能な乳牛を飼養し、その排泄物を土地に還元することが基本であるとしている。その一方で、都府県では余剰窒素 354kg/ha、北海道では 100kg/ha であり、窒素環境容量（自然の自浄力によって窒素による環境への悪影響が生じないような環境の収容力）を 200～250kg/ha であると提唱（2 頭/ha）し、北海道は環境容量以下のため、余剰窒素による地下水汚染の可能性は低いとした（松中ら 2008a、松中 2008b、岡本 2008、中辻 2008、中辻 2009、三枝ら 2008、大塚 2009、北海道農政部道産食品安全室 2003、北海道農政部食の安全推進室食品政策課 2005）。

しかしながら、現実に水産用水基準を超える河川水が確認された。それにもかかわらず環境汚染の可能性は低いとした原因は、農政および農業研究機関側が水道水質基準のみで考えているためであった。つまり、水産用水基準は富栄養化防止の観点から全窒素 1mg/l 以下を求めているのに対し、水道水質基準は人体への硝酸塩中毒防止の観点から硝酸態窒素 10mg/l 以下としており（Smith et. al 1993）、この 10 倍の差が地域住民との議論をかみ合わなくしている要因であった。

一方で、循環農法に立ち返ることを目標とした研究も存在した（干場 2007、干場 2008a、干場 2008b、干場 2008c、干場 2008d、猫本 2008、仙北 2008）。しかし、食品の安全性への議論、酪農経営改善への議論、環境負荷をできる限り低減することは説いたが、地域課題の具体的把握と解決策の設定には至らなかった。

また農政と農業試験研究機関では、現実問題として発生している液状厩肥による臭気対策として、スラリーインジェクタの普及を図った。しかし、スラリーインジェクタの使用は、地下 10 cm 程度に液状堆厩肥（スラリー）を注入するため、強度の降雨時の表層流去由来の河川水有機物、窒素等は減少させると考えられるものの、平水時は地下 5 cm 以下の土壌水が河川水へ移行すると考えられるため、平水時の河川水中硝酸態窒素は上昇する可能性がある。また作業速度が遅く機械は高価であり、酪農経営としてもメリットが少ない。なによりも流域窒素投入量には変化が生じないため、余剰窒素の削減にはほとんど貢献しないという弱点があった。

このように、農政および農業研究機関の意向と地域住民の意識は噛み合わない状態が続い

てきたが、このような状況下においても、地域住民は風穴を開けるべく活動を続けていた。

1990年代後半から、別海漁業協同組合青年部の流れをくむ虹別コロカムイの会による西別川流域コンサートや河畔林復元に向けた植樹活動が行われるようになった。また、摩周水環境フォーラムを開催し、実際問題としての環境悪化を指摘し続けるとともに、様々な研究機関、行政との連携を図った（虹別コロカムイの会 2016）。

マイペース酪農においても、荒木の先行研究から酪農経営におけるマイペース酪農は、中小規模ながら生産コストを圧縮し、低い農業粗収益でも生活に十分な農業所得を維持していることが明らかにされた（荒木 1992a, 荒木 1992b, 荒木 1992c）。このころ三友農場の参加により、三友農場がマイペース酪農のモデルとしての位置を占めるようになり、生産現場からの経営の理論化が進んだ。三友氏の著作による、マイペース酪農の言語化および理論化が行われた（三友 2000）。さらに経営的側面からの集大成として、吉野がマイペース酪農の経営的有利性を立証した（吉野 2008）。

このころ、地元中標津農業高校に赴任した佐々木が根釧地方で活動を始めた。佐々木は別海町出身であり両親が別海酪農高校教員であったことから、この別海酪農高校で展開されていた自分の家の酪農経営の課題を発見し、解決の方向を探り、課題解決の行動を実施し、成果を反省し次の課題を発見するといったプロジェクト研究活動（「see-plan-do-see」）、いわゆるホームプロジェクトに幼いころから触れていた（北海道別海酪農高校 1974a, 北海道別海酪農高校 1974b）。さらに少年期には根室自然保護教育研究会の流れをくむ鳥類標識調査に参加していた。このことが後に、自然と人間活動の両立を目指し、地域に寄り添い、地域の課題を発見し、その解決法を探る姿勢につながっていく（津野 1975, 津野 1991, 津野 1995, 広松ら 1991, 菱沼 1973, 菊池 2000, 三澤 2008）。

マイペース酪農のモデルとされている三友農場の諸研究から、化学肥料及び購入飼料を削減しても乳生産量のある程度維持するメカニズムを解き明かし、環境負荷の低減と酪農経営の両立は可能であることを明らかにした（佐々木 2002a, 佐々木 2002b, 佐々木 2005, 佐々木 2006, 佐々木 2007a, 佐々木 2007b）。これらの成果は、調査農場主である三友氏との討論によって地域住民に広く伝達され、このことが佐々木に対する地域住民からの信用につながっていき、さらなる現地調査の可能性を広げることとなった。

三友農場内で流域が完結する小河川が存在したことが幸いし、三友農場の環境負荷を評価することが可能であった。この結果、実際に三友農場の環境負荷は小さい可能性があることを指摘し（佐々木 2002a, 佐々木 2002b）、根釧地方は水産業の経済規模が農業に匹敵すること、また現状の酪農経営が環境負荷を高めている可能性を考えたことから、地域の河川を中心とした自然環境の実態や、環境負荷を低減する草地管理のあり方を中標津農業高校のプロジェクト研究をとおして実態解明を試みることにつながった（舛田ら 2003, 原島ら 2005, 原島ら 2006, 佐々木 2008, 佐々木 2008～2009, 佐々木 2009b, 佐々木 2010, 佐々木 2012b, 佐々木 2012c, 佐々木 2012e, 佐々木 2012f, 佐々木 2012g）。これらの成果は、マイペース酪農交流会、虹別コロカムイの会主催の摩周水環境フォーラムのほか地域の様々な会合で発

表され、地域課題の発見とその理論化および課題意識の共有化に少なくない役割を果たした。特に、窒素濃度を水道水質基準ではなく水産用水基準を採用し、これに基づいた酪農から河川、水産業にいたる論を展開したのは初めてのことであった（小川 2000, 日本水産資源保護協会 2005, 佐々木 2009a, 佐々木 2013a, 佐々木 2013c, 佐々木 2013d, 佐々木 2015a, 佐々木 2015b）。

その後、虹別コロカムイの会における議論から、水産業に負の影響を与えているのは河川水中の窒素濃度そのものではなく、重金属類ではないかとの推定がなされ、当初は鉄濃度との関連が検討された。その一方、草地においては土壤中アルミニウムの溶出がイネ科牧草に負の影響を与えることを佐々木が生産現場においても確認したことから（佐々木 2012a, 佐々木 2012d, 佐々木 2014a, 佐々木 2014b, 佐々木 2017）、河川におけるアルミニウムの実態とその水生生物・水産生物に対する毒性の検討が行われた（佐々木 2017）。この結果、サケマス稚魚に対するアルミニウム毒性に関する研究（橋本 1989）、硝酸態窒素の存在と土壤塩基飽和度の低下により土壤からアルミニウムが溶出することに関する研究（越川ら 2004, 和田ら 2002）、河川水中のアルミニウム濃度と水生生物に関する研究（越川ら 2004, 和田ら 2002）の存在が明らかになるとともに、西別川および当幌川のアルミニウム濃度の実態が明らかとなった。

これらの成果は、摩周水環境フォーラム（佐々木 2013e）、マイペース酪農交流会（酪農の未来を考える学習会 2009, 佐々木 2017）、マイペース酪農交流会のメンバーが開催した 2014 年度日本草地学会小集会等（三友ら 2014）で公表されることによって、地域住民の議論を活性化し、根釧地方における次の時代を考えるきっかけとなった。

これまで述べたように、地域の実態解明と課題の抽出、課題の解決法は、1 研究者単独でできるものではなく、多くの立場の異なる地域住民の参加と協力、そして信頼関係によって実現することができる（バリー 1972, 守山 1988, 守田 1971, 広松ら 1991）。

しかしながら現在までの活動では、地域の実態解明と課題の抽出の段階において、やもすると地域で活動する研究者（以下内部研究者・レジデント型研究者）主導になってしまい（菊池 2016）、課題解決の方向性への討議も内部研究者の視点が強くなりがちな側面があったことは否めない。そこで提案したのが第 6 章における議論と提案である。地域内で活用できる研究資源、例えば別海高校施設・機器を活用することによって、地域住民自ら地域の実態解明に向けたデータおよび活動の効果を検証するデータを収集し、研究者（内部研究者および外部からの研究者）が解析の補助をしながら課題解決の方向性と次の活動を練り上げていくことが必要である。いわゆるプロジェクト研究の地域化であり、ここでは内部研究者は内部指導者、外部からの研究者（以下外部研究者）は外部指導者としての役割が求められると考えられた（北海道別海酪農高校 1974a, 北海道別海酪農高校 1974b, 村上 1971, 広松ら 1991）。この一つの手段として、6 章で議論した流域の森林回復を優先させるか、流域の窒素投入量を減少させるために購入飼料・購入肥料を削減するか、草地土壤交換性 CaO 含量を増加させるか、についてどの土地でどの流域で、あるいは一酪農経営体の中における各草地でどのよ

うな選択を地域住民と内部研究者が主体となり、外部研究者の支援の下行っていくことが必要になると考えられた。このことが、地域課題を地域住民自らが解決していくための場の形成と PDCA サイクルの展開につながっていくと考えられた。また、別海酪農高校および別海高校酪農経営科・専攻科ではホームプロジェクトを展開しており、地域住民にこのような活動を理解し実践する素地があることも幸いすると考えられた（北海道別海酪農高校 1974a, 北海道別海酪農高校 1974b）。

しかしながら、虹別コロカムイの会やマイペース酪農交流会といった地域住民が意識を共有する場に参加している住民間では、酪農開発による自然環境、水産業への影響を認識しており、また漁業者は、実際に被害を受けている側であるため、酪農による影響を強く認識している一方で、一般の酪農家の間では、乳生産量のさらなる拡大に意識が集中し、草地および自然環境の持続性についての認識は小さい実態がある。虹別コロカムイの会やマイペース酪農交流会が地域住民の意識の共有の場としての役割を引き続き果たすとともに、行政、JA、JF、商工会、日本野鳥の会根室支部などの NPO などの関係団体と連携をはかりながら、特に河川上中流域に展開する酪農家へ認識を共有していくことが重要な課題となると考えられた。

一方、これまでの議論を深めていく議論も始まっている。例えば、低投入循環型の酪農経営は完熟堆肥を製造しやすい。腐植物質が豊富な完熟堆肥を散布することにより草地土壌中の腐植物質を増加させる可能性があり、腐植物質が土壌中の活性化したアルミニウムをキレート化し、土壌中および河川水中のアルミニウム濃度を低減する可能性についても、虹別コロカムイの会やマイペース酪農交流会で議論されている（コノノワ 1977, レオポルド 1992, 佐々木 2013b, 佐々木 2014, 佐々木 2015, 佐々木 2017）。実際に、草地土壌中腐植酸が地域平均に比べて 2 倍近い存在量があると指摘されている三友農場内の当幌川 j, k (Table 2-6) (佐々木 2014, 佐々木 2017) では河川水中の Al 濃度は低く、塩基置換容量が高いため河川水中の K, Ca 濃度も低い。この議論は、低投入循環型の酪農経営を選択する動機づけになると同時に、低投入循環型酪農の存在意義を改めて見直す契機となりうるかもしれない。

これまでの北海道根釧地方は、より豊かになることを求めてさらなる開発を進めてきた。これからは、河川、沿岸域、草地といった地域資源をどのように保全し持続的に利活用していくかが求められている（三澤 2008, 鷲谷 1998）。この試みが成功したならば、同じ経済構造、すなわち一次産業を主要産業とする他地域にも、波及効果を及ぼすことができると考えられた。

具体的には、根釧地域の内部活動家および内部研究者が、他の地域において外部活動家、外部研究者として他の地域の住民に働きかけ、基礎調査を積み重ねることによって当該地域住民の意識の掘り起こしを行うことが有効だと考えられた。その時に、第 6 章で議論した、少数の調査分析項目から流域全体の土地利用、土地の状態、農業経営などの概要をつかむ手法が有効と考えられた。

実際に、マイペース酪農交流会は「低投入型酪農・放牧酪農」をキーワードとして北海道

全域のみならず全国各地とネットワークを構築しつつあり、このネットワーク構築の過程と活動は、一次産業を主産業とする各地域の課題発見と課題解決に向けて参考になるものと考えられた（酪農の未来を考える学習会 2009）。

このように、虹別コロカムイの会、マイペース酪農交流会をはじめとした北海道根釧地方の諸活動と人的資源は、根釧地方のこれからの方向性について希望をもたらすだけでなく、一次産業を主産業とする様々な地域で希望をもたらす可能性を秘めていると同時に、その利活用について今後検討を進めていくことが、グローバルな視点においても重要であると考えられた。

7. 2. 引用文献

- 阿部嗣・柏川真隆・大河原彰(2006)山階鳥類研究所標津2級ステーション2006年度放鳥集計. 山階鳥類研究所標津2級ステーション, 中標津, p1-110
- 荒木和秋(1992a)風土に生かされた北海道酪農を求めて. 乳量5500kgで儲かっている経営がある. 現代農業1992年9月号:300-303
- 荒木和秋(1992b)風土に生かされた北海道酪農を求めて. 草地の更新なしで上手な放牧ローテーション. 現代農業1992年11月号:308-313
- 荒木和秋(1992c)風土に生かされた北海道酪農を求めて. 家風にあった牛だからできる1日4~6時間労働で高所得. 現代農業1992年12月号:294-299
- アルブレヒト・テア(2007)合理的農業の原理(上巻). 農山漁村文化協会, 東京, p1-515
- バリー. コモナー(1972)なにが環境の危機を招いたか. エコロジーによる分析と解答. 講談社, 東京, p1-360
- ブリン・グリーン(1999)田園景観の保全. 景観生態学, 戦略, 実践. 農山漁村文化協会, 東京, P1-468
- 橋本進(1989)温泉排水による環境破壊I 川湯温泉に起源するアルミニウムイオンの魚毒性について. さけ・ますふ研報43:29-38
- 八戸法昭(2009)西別川が教えてくれた36年. 河川パトロールと別海漁協青年部月別水質調査を通じて. 第8回摩周・水・環境フォーラム資料, 別海, p1-45
- 原嶋貴寛 渡辺雅人 小川竜太 影山耕輔 鈴木和繁 前原尚哉 佐々木章晴(2005)見つめろ! 根釧台地の未来-草地在れば海も病む 環境保全型草地酪農を目指して-. 平成17年度中標津農業高校校内実績発表大会, 平成18年度摩周・水・環境フォーラム発表プロジェクト(主催虹別コロカムイの会)
- 原嶋貴寛 影山耕輔 鈴木和繁 前原尚哉 苫米地勇輝 柏崎達也 佐々木章晴(2006)酪農圏中標津町!! 自然と調和していける町創り-酪農による硝酸汚染を防止する4年間の軌跡-. 平成18年度農業クラブ北海道連盟実績発表大会, 野付漁協マリン塾, 根室支庁主催平成18年度河川環境保全推進会議, 平成19年度摩周・水・環境フォーラム発表プロジェクト(主催虹別コロカムイの会)

- 畠山尚史(2009)穀物輸出国における穀物の需給動向. 北草研報 43 : 9-12
- 広松伝・森俊介・宮本智恵子・宇根豊・渋谷忠男(1991)地域が動き出すとき. 農山漁村文化協会, 東京, p1-231
- 菱沼達也(1973)私の農学概論. 農山漁村文化協会, 東京, p1-436
- 北海道別海酪農高等学校(1974a)農業・生活実習指導計画書-酪農・生活科-. 北海道別海酪農高等学校, 別海, p1-64
- 北海道別海酪農高等学校(1974b)ホームプロジェクト・レコードブック-酪農・生活科-. 北海道別海酪農高等学校, 別海, p1-146
- 北海道農政部道産食品安全室(2003)硝酸態窒素汚染防止のための施肥管理の手引き. 北海道農政部道産食品安全室, 札幌, p1-27
- 北海道農政部食の安全推進室食品政策課(2005)硝酸態窒素汚染防止のための施肥管理の手引き・追補版. 北海道農政部食の安全推進室食品政策課, 札幌, p1-22
- 干場信司(2008a)原点に戻ろう!. 今こそ大切な循環型酪農. 酪農ジャーナル 2008年12月号 : 14-16
- 干場信司(2007)酪農生産システム全体から牛乳生産調整問題を考える. 北畜会報 49 別冊 : 1-13
- 干場信司(2008b)原点に戻ろう!. 今こそ大切な循環型酪農. 酪農ジャーナル 2008年12月号 : 14-16
- 干場信司(2008c)私たちが目指す循環農法とは. 循環型農業論. 酪農学園大学酪農学部酪農学科, 江別, p1-3
- 干場信司(2008d)循環型畜産の成立条件. 酪農学園大学酪農学部酪農学科, 江別, p37-40
- 岩崎徹(2006)「農業の国際化」と北海道農業の構造変動. 札幌大学「経済と経営」第36巻第2号, p151-171
- 岩崎徹(2010)「グローバル資本主義と農業」に関するいくつかの論点-農業問題研究学会の著作を素材として-. 札幌大学「経済と経営」第41巻第1号, p1-21
- 金澤晋二郎(1999)不耕起畑の土壌の特性と生物性. 農業技術体系土壌施肥偏 5-①. 土壌管理. 土壌病害〈1〉, 東京, 農山漁村文化協会, p132の10-132の16
- 菊池卓郎(2000)農学の野外科学的方法. 農山漁村文化協会, 東京, p1-175
- 菊池直樹(2016)持続可能な地域づくりとレジデント型研究者—その多面的役割に関する試論的考察—. 季刊 環境研究 180号 : 80-88
- 越川昌美・高松武次郎(2004)土壌-河川-湖沼系におけるアルミニウムの動態と化学. 地球環境 Vol.9 No.1 : 83-91
- 舛田亘 岩倉望 木村好慶 鈴木明人 根岸真也 四ッ谷恵梨香 佐々木章晴(2003)見つめろ! 根釧原野の未来—手探りの観測・第1次マネージ観測隊—. 平成15年度中標津農業高校校内実績発表大会, 風蓮川流域対策協議会発足会発表プロジェクト
- 松中照夫・三枝俊哉・佐々木寛幸・松本武彦・神山和則・古舘昭洋・三浦周(2008a)ふん尿

- 利用計画ソフト「AMEFF」の開発と普及. 北草研報 42 : 1-6
- 松中照夫(2008b)土からみた養分循環を大切に作る酪農の条件. 循環型農業論. 酪農学園大学酪農学部酪農学科, 江別, p7-9
- M. M. コノノワ(1977)土壤有機物. 農山漁村文化協会, 東京, p1-462
- 三澤勝衛(2008)三澤勝衛著作集. 風土の発見と創造. 第3巻風土産業. 農山漁村文化協会, 東京, p1-336
- 三友盛行(2000)マイペース酪農. 風土に生かされた適正規模の実現. 農山漁村文化協会, 東京, p1-226
- 三友盛行・三友由美子・小路敦・渡邊也恭・瀬尾哲也・高嶋幸男・奥山 洌・新畑由香・藤本秀明・谷 友和・佐々木章晴(2014)日本において永年草地による草地酪農の確立は可能か? -45年無更新草地に立脚した営農実践と暮らしの事例から-. 2013年度日本草地学会宮崎大会小集会・2014年酪農の未来を考える学習交流会基調講演(主催マイペース酪農交流会)
- 三浦二郎(1974)根室の自然をめぐる諸問題. 教育との関わりを模索しつつ. 根室自然保護教育研究会 49:5-24
- 守田志郎(1971)農業は農業である. 農山漁村文化協会, 東京, p1-288
- 守山 弘(1988)自然を守るとはどういうことか. 農山漁村文化協会, 東京, p1-260
- 村上利夫(1971)実践農業指導論. 農業図書株式会社, 東京, p1-334
- 中辻浩喜(2008)土地利用の視点から乳牛飼養を考える. 必要土地面積の試算. 北草研報 42 : 7-11
- 中辻浩喜(2009)自給飼料主体の牛乳生産における土地利用方式に関する研究. 北草研報 43 : 1-4
- 猫本健司(2008)地域内養分循環の促進-実践事例を通して-. 循環型農業論. 酪農学園大学酪農学部 酪農学科, 江別, p13-15
- 根室管内漁協専務参事会(1976)風蓮系・野付湾内系河川環境調査報告書. 根室管内漁協専務参事会, 根室, p1-22
- 根室地区水産技術普及指導所標津支所(2003)風蓮湖ヤマトシジミ漁場底質環境調査報告書. 根室地区水産技術普及指導所標津支所, 根室, P1-6
- 日本水産資源保護協会(2005)水産用水基準. 日本水産資源保護協会, 東京, p1-24
- 虹別コロカムイの会(2015)虹別コロカムイの会 20年. 虹別コロカムイの会, 標茶・別海, p1-7
- 農文協文化部(1987)農文協の「農業白書」. 農山漁村文化協会, 東京, p1-218
- 農文協文化部(1978)戦後日本農業の変貌-成り行きの三〇年-. 農山漁村文化協会, 東京, p1-244
- 大塚博志(2009)自給飼料の経済的有利性と利用拡大に向けての今後の課題. 北草研報 43 : 13-17

- 岡本全弘(2008)循環酪農を支える飼料の条件. 循環型農業論. 酪農学園大学酪農学部酪農学科, 江別, p10-12
- 小川吉雄(2000)地下水の硝酸汚染と農法転換. 流失機構の解析と窒素循環の再生. 農山漁村文化協会, 東京, p1-195
- 酪農の未来を考える学習会(2009)私の酪農. いま・未来を語ろう. 酪農交流会. 酪農の未来を考える学習会, 根室, p1-16
- レオポルド・バル(1992)土壌動物による土壌の熟成. 博友社, 東京 p1-405
- 三枝俊哉・西道由紀子・大塚省吾・須藤賢司(2008)土地利用の視点から乳牛飼養を考える. 必要土地面積の試算. 北草研報 42 : 26-26
- 仙北富志和(2008)「健土健民」の意義を訪ねる-理想を追い求める先見性-. 循環型農業論. 酪農学園大学酪農学部酪農学科, 江別, p4-6
- Smith KA, Chambers BJ(1993)Utiliziung the nitrogen content of organic manures on farms-problems and practical solutions. Soil Use and Management 9 :105-112
- 佐々木章晴(2002a)マイペース型酪農の草地実態調査(第一報). 北海道草地研究会報 36 : 62
- 佐々木章晴(2002b)マイペース型酪農の草地実態調査(予報). 北海道畜産学会報 44 : 77-83
- 佐々木 章晴(2005)マイペース酪農の草地実態調査(第2報) -への字稲作との共通点-. 北海道草地研究会報 39 : 32
- 佐々木 章晴(2006)マイペース酪農の草地実態調査(第3報) -低投入持続型草地管理への一仮設-. 北海道草地研究会報 40 : 31
- 佐々木章晴(2007a)マイペース酪農の草地実態調査(第4報) -TYの生育追跡調査-. 北海道草地研究会報 41 : 43
- 佐々木章晴(2007b)マイペース型酪農の草地土壌から見える, 完熟堆肥とドカン肥による低投入持続型. 現代農業 2007年5月号, 東京, p238-245
- 佐々木章晴(2008)乳量ではなく、草地を中心に回っているマイペース酪農. 2008年酪農の未来を考える学習交流会基調講演(主催マイペース酪農交流会)
- 佐々木章晴(2008-2009)マイペース酪農の草地に学ぶ 飼料高・肥料高の今, 低投入持続型酪農がおもしろい. 現代農業 2008年11月号-2009年4月号, 東京
- 佐々木章晴(2009a)根釧地方の酪農開発が自然環境に与える影響. 日本草地学会誌 55(3) : 252-263
- 佐々木章晴(2009b)マイペース酪農への科学的アプローチ-北海道中標津町・三友盛行さんの草地に学ぶ-. 農業技術体系畜産編 2-①. 乳牛, 農山漁村文化協会, 東京, p220の25の2-220の25の11
- 佐々木章晴(2010)低投入型酪農における余剰窒素の発生実態. 北海道草地研究会報 44 : 51
- 佐々木章晴(2012a)鍵を握るアルミニウム. 2012年摩周・水・環境フォーラム基調講演(主催虹別コロカムの会)・2012年酪農の未来を考える学習交流会基調講演(主催マイペース酪農交流会)

- 佐々木章晴(2012b)完熟堆肥つくりはどこから始まっているか?・・・酪農経営の目標は「完熟堆肥」ができること・・・ 2012年天北放牧ネット基調講演(主催もつと北の国から楽農交流会)
- 佐々木章晴(2012c)北海道根釧地方における、飼養形態の違いが窒素利用におよぼす影響。北海道草地研究会報 46 : 70
- 佐々木章晴(2012d)草地土壌の交換性アルミニウムが草地植生に与える影響。北海道草地研究会報 46 : 68
- 佐々木章晴(2012e)草地へのN,P,Kの施用量を同時に変化させたときの植生、生産性、牧草体成分への影響。北海道草地研究会報 46 : 69
- 佐々木章晴(2012f)草地への複数の肥料要素を変化させた場合の余剰肥料要素、肥料要素利用効率の関係。日本草地学会誌 58(別) : 88
- 佐々木章晴(2012g)酪農場の乳牛飼養密度の違いと、窒素利用効率の関係。日本草地学会誌 第58(別) : 46
- 佐々木章晴(2013a)西別川の水質調査から見えてきたこと。2013年酪農の未来を考える学習交流会基調講演(主催マイペース酪農交流会)
- 佐々木章晴(2013b)草地表層に「堆積腐植型」は存在するか。北海道畜産草地学会報 1
- 佐々木章晴(2013c)根釧地方における酪農地帯の土地利用が河川水質におよぼす影響。北海道畜産草地学会
- 佐々木章晴(2013d)根釧地方草地酪農地帯における河川周辺の草地化が河川水質に与える影響。北海道畜産草地学会
- 佐々木章晴(2013e)カギを握るアルミニウム。虹別コロカムイの会・別海町・標茶町・弟子屈町。摩周・水・環境フォーラム
- 佐々木章晴(2014a)草地土壌の交換性アルミニウムがイネ科植生に与える影響。日本草地学会誌 60(別) : 39
- 佐々木章晴(2014b)「これからの酪農経営と草地管理-土-草-牛の健康な循環でムリ・ムダをなくす-」農山漁村文化協会、東京、p1-144
- 佐々木章晴(2015a)北海道東部の西別川における、河川源流部の草地化が河川源流部水質におよぼす影響。日本草地学会信州大会
- 佐々木章晴(2015b)低投入型草地管理は経営にも環境にも優しい。マイペース酪農交流会酪農の未来を考える学習会
- 佐々木章晴(2017)低投入型酪農の草地利用。酪農の未来を考える学習交流会事務局酪農の未来を考える学習交流会
- 清水正元(1979)砂漠化する地球。文明が砂漠をつくる。講談社、東京、p1-240
- 津野幸人(1975)農学の思想。農山漁村文化協会、東京、p1-252
- 津野幸人(1991)小農本論。だれが地球を守ったか。農山漁村文化協会、東京、p1-210
- 津野幸人(1995)小さい農業。山間地農村からの探求。農山漁村文化協会、東京、p1-218

鷺谷いづみ(1998)サクラソウの目. 保全生態学とは何か. 地人書館, 東京, P164-215

吉野宣彦(2008)家族酪農の経営改善. 根室酪農専業地帯における実践から. 日本経済評論社,
東京, p1-269

8. 謝辞

今は別海高校になってしまいましたが、40年前の当時「別海酪農高校」と呼ばれていました。この別海酪農高校で、そして根釧地方で育ったことが、今日までの私の原点になっています。そしてこの原点があつてこそ、根釧地方で様々な活動をされている方々との出会いがありました。それを考えると、三宮幸夫先生、山本邦男先生、両親をはじめとした別海酪農高校の教職員、学生だった皆様にまずお礼を申し上げなければなりません。

舘 定宣氏、大橋勝彦氏、内澤彰一氏をはじめとした虹別コロカムイの会に集う方々のご指導を頂いたことは、根釧地方の風土をより深く理解する大きな力となりました。また、根室自然保護教育研究会の三浦二郎先生、山階鳥類研究所標津2級ステーションの阿部嗣氏、柏川真隆氏、大河原彰氏、阿寒町（現釧路市阿寒町）の梅本正照氏には鳥類学に関する基礎をたたき込まれました。これらの方々から「トビの目」を頂いたようなものであり、このことは感謝してもし尽くせません。

三友農場(現・酪農適塾)の三友盛行氏、三友由美子氏には、三友農場で実習をしたにもかかわらず酪農民にならなかった一番出来の悪い弟子である私を、ここまで導いて頂いたことに深く感謝せずにはおれません。また、森高哲夫氏、岩崎和雄氏、高橋昭夫獣医師をはじめ、マイペース酪農運動を推進してこられた多くの方々から多くのことを学んだことに深く感謝しなければなりません。親方衆のご指導がなければ、「農業とは何か」すら良く解っていない農業関係者になっていたと思います。

北海道根釧地方という限られた地域で、地べたを這うように進めてきた研究と諸活動に光を当てていただき、また研究の方向性を指し示していただきました愛媛大学教授佐藤哲先生、そして困難な本研究の審査と指導を引き受けていただきました横浜国立大学大学院環境情報学府教授松田裕之先生、そして審査と多くの貴重なご指摘をいただきました審査員の先生方に深く感謝申し上げます。また、土壌微生物の鑑定を行っていただきました国立研究開発法人産業技術総合研究所副所長の湯本勳博士に、深く感謝申し上げます。

財団法人トヨタ財団、ニッセイ財団におかれましては、多大なる研究助成をいただき、本研究を遂行するための大きな力となりました。この場をお借りして深く感謝申し上げます。全ての方々は書き切れませんでしたが、この場をお借りして、本研究にご指導とご協力を頂いた多くの方々に深く感謝申し上げます。

次の時代の根釧地域産業のあり方はどのようなものなのかは、本研究で全て解明できたわけではありません。残されたことがたくさんあります。さらに耳を澄まして土地が語っていることを聞き取ることは今後の研究に譲ることにして、本研究がこれからの根釧地方の水産業、草地酪農をはじめとした様々な地域における産業と自然との関り方を考えていく一助となれば幸いです。

最後になりましたが、何をしでかしているか良く解らない私を暖かく見守ってくれている家族に感謝して、本研究を終わりにしたいと思います。