

札幌市における雪堆積場の植生と土壌

三谷 拓矢・並川 寛司
北海道教育大学札幌校

Vegetation and soil chemical properties of snow pit in Sapporo, central Hokkaido, northern Japan

Takuya MITANI and Kanji NAMIKAWA
Hokkaido University of Education, Sapporo 002-8502, Japan

Summary

Vegetation and soil chemical properties in snow pit were investigated in Sapporo, central Hokkaido, northern Japan. Five snow pits in the northern region of Sapporo City were selected for this investigation, and sample plot (vegetation and soil) were located in the center of snow pit (Pit) and in the area adjacent to snow pit (Control). Ratio of annuals or alien species to total number of species in the Pit was higher in the Control, and biomass in the Pit was lower than that of the Control because of their short growing season resulting from the delay of thaw. Soil pH and volume of anion in the Pit was higher than that of the Control, while amount of exchangeable cations in the Pit was not different from that in the Control. Gravity of heavy metals (zinc, cadmium and lead) ranged in environmental standards for these metals. Although now there was any environmental problem in vegetation and soil chemical properties, it is possible that outflow of exchangeable cations to river through ground water disturb river ecosystem, and that accumulation of heavy metals in soils of snow pit spoil vegetation and living organisms in snow pit.

Key words: accumulation of heavy metal, biomass, outflow of exchangeable cation, soil chemical properties, snow pit

はじめに

札幌市は、北海道石狩平野の南西部に位置し、人口 184 万人を擁する全国 5 番目の都市である。気候は、夏は湿度が低く、冬は積雪寒冷を特徴とする日本海型気候に属している。冬季の積雪をみると、1971 年から 2000 年までの累計降雪量は平均 496 cm であり、世界的にみて年間降雪量が 4 m を超える多雪地帯に人口 150 万人を超える大都市はみられない(札幌市環境局環境計画部計画課 2001)。

都市部にもたらされる大量の降雪が雪堆積場へ運搬されるようになったのは、古く 1988 年からで、現在の大通り公園に公認の雪堆積場が設置された(札幌市教育委員会 1995)。戦後、重機を用いた道路除雪が始まり、1950 年、豊平川右・左岸、創成川、大通り広場に雪堆積場が

設置された。1989 年からは、本格的な雪処理施設の整備が始められ、2003 年現在 56 ヶ所の雪堆積場と 7 つの融雪施設が設置されている。

札幌市における雪堆積場は、市内に点在する空き地や草地、冬季間用途のない河川敷や運動公園に一時的に設置されている場合が多い。それに対し欧米の北方都市では、雪処理場は恒久的な施設と位置づけられており、カナダなどでは貯留池や不純物除去用のマンホールを設置するなどの環境保全対策がとられている(水文・水資源学会編集出版委員会 1998)。また、融雪水をいかに土壌中に浸透させないかも重要な環境保全の課題の一つとなっている。札幌市においても、現在雪処理施設の整備が進められており、融雪槽や下水管投雪施設のような恒久的な雪処理施設が、発寒など数カ所に建設されている。ま

風乾土壌試料 20 g を 250 ml 容のポリエチレン瓶にとり、0.1 N 塩酸 100 ml を加え恒温振とう器を用いて 30 °C で 1 時間振とうした。その後 0.2 μm ミリポアフィルターでろ過し試料液とした。得られた試料液を測定に適した濃度に希釈し、原子吸光光度計（日立 Z-5000）を用いて、Zn はフレイム原子吸光法、Cd はグラファイトファーネス法でそれぞれ定量した。なお Zn は乾土 1 kg あたり mg、Cd は乾土 1 kg あたり μg で示した。この定量法は、プロトン添加によって有機結合基に吸着されている重金属を交換放出させ、塩素イオンとのイオン対生成反応によって液相に安定させたものを定量するもので、土壌 pH 特性あるいは植物の有機酸などによって溶出され植物に吸収される可溶性成分を抽出し測定するのに適した方法である。

(2) 鉛 (Pb)

風乾土壌試料 20 g を 250 ml 容のポリエチレン瓶にとり、

pH 4.5 に調整した酢酸アンモニウム 200 ml を加えた後、恒温振とう器を用い 30 °C で 1 時間振とうした。その後 0.2 μm ミリポアフィルターでろ過したものを試料液とした。得られた試料液を測定に適した濃度に希釈し、原子吸光光度計（日立 Z-5000）を用いて、グラファイトファーネス法で定量した。なお、元素の量は乾土あたり ppb で示した。この定量法は、植物に吸収されると思われる可溶性成分の鉛を抽出し測定する方法である。

結 果

1. 植生

(1) 種の豊富さと生物量

堆積区と対照区の種組成および生物量を比較した（表 2）。生物量は、各方形区における種ごとの優占度から被覆面積を求め、（被覆面積 m²）×（草丈 m）から算出し調査区ごとに平均した。

表 2 調査地の出現植物とその優占度（Braun-Blanquet 1964）。優占度は平均値で示した。

調査地	堆積区					対照区					
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E	
方形区数	10	7	7	10	7	5	7	8	10	6	
種数	47	14	28	23	29	21	7	15	28	5	
種の豊富さ (d; Gleason 1922)	<u>47.0</u>	<u>16.6</u>	<u>33.1</u>	23.0	<u>34.3</u>	30.0	8.3	16.6	<u>28.0</u>	6.4	
生物量 (m ³ : 被覆面積 m ² × 群落高 m)	0.30	<u>1.21</u>	0.17	0.02	0.94	<u>2.31</u>	1.12	<u>1.49</u>	<u>2.35</u>	<u>2.22</u>	
<i>Bidens frondosa</i>	アメリカセンダングサ	-	2.4	0.5	0.5	0.6	-	-	-	0.4	-
<i>Plantago lanceolata</i>	ヘラオオバコ	0.4	-	0.1	0.1	0.1	-	-	0.1	-	-
<i>Erigeron canadensis</i>	ヒメカシヨモギ	0.3	-	0.1	0.1	0.1	-	-	-	-	-
<i>Echinochloa crus-galli</i> var. <i>echinata</i>	ケイヌヒエ	-	2.5	2.4	-	1.6	-	-	-	-	-
<i>Polygonum arenastrum</i>	ハイイチャヤキ	0.1	-	0.3	0.4	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus tenuis</i>	クサユ	0.1	-	0.1	-	0.1	-	-	-	-	-
<i>Chenopodium ficifolium</i>	コアササ	0.1	-	0.3	0.4	-	-	-	-	-	-
<i>Mehilotus suaveolens</i>	シナガクワキ	1.3	-	0.2	-	0.7	-	-	-	-	-
<i>Phragmites australis</i>	ヨシ	-	-	-	-	0.9	4.0	0.4	-	4.7	2.8
<i>Solidago altissima</i>	セイヨウアワダチソウ	0.2	-	-	-	-	0.5	-	0.6	0.1	0.1
<i>Artemisia montana</i>	オオヨモギ	-	-	0.1	-	-	-	-	0.3	0.1	0.5
<i>Calamagrostis langsdorffii</i>	イナガリヤス	-	-	-	-	-	0.1	-	0.1	0.1	-
<i>Solidago gigantea</i> var. <i>leiophylla</i>	オオアワダチソウ	0.4	-	0.1	0.1	0.3	1.0	0.6	2.3	0.2	2.2
<i>Equisetum arvense</i>	スギナ	1.9	0.1	0.1	-	0.1	2.4	0.1	0.3	0.2	0.3
<i>Plantago asiatica</i>	オオバコ	0.5	-	0.4	0.9	1.8	0.1	-	-	0.4	-
<i>Trifolium repens</i>	シロツメクサ	0.3	-	0.5	-	1.1	0.2	-	-	0.2	-
<i>Taraxacum officinale</i>	セイヨウタンポポ	0.1	-	0.1	-	-	0.1	-	0.1	-	-
<i>Setaria viridis</i>	エノコログサ	0.7	-	0.1	0.1	-	-	-	-	0.1	-
<i>Trifolium pratense</i>	ムラサキツメクサ	0.6	-	0.1	-	0.2	0.6	-	-	-	-
<i>Dactylis glomerata</i>	カモガヤ	0.1	-	0.2	0.4	-	-	-	1.4	-	-
<i>Rumex obtusifolius</i>	エノネギシキギシ	0.1	-	0.1	0.1	-	-	-	-	0.5	-
<i>Medicago lupulina</i>	ニメツブウマコヤシ	1.1	-	-	-	0.1	0.4	-	-	-	-
<i>Oenothera erythrosepala</i>	オオマツヨイタダサ	0.2	-	0.1	-	-	0.2	-	-	-	-
<i>Daucus carota</i>	ニンジン	0.5	-	-	-	0.1	0.4	-	-	-	-
<i>Salix miyabeana</i>	エダノハヤナギ	0.6	-	-	0.1	-	2.0	-	-	-	-
<i>Persicaria vulgaris</i>	ハルタチ	0.1	-	-	0.2	-	-	0.1	-	-	-
<i>Festuca pratensis</i>	ヒコウスシナガクサ	-	-	-	0.1	-	-	3.4	0.3	-	-

※ 出現区数が3以上の種についてのみ示した。下線は、各調査地で堆積区と対照区の値のうち大きい方に付した。

植生調査の結果、27科100種が同定された。生物量を見ると、調査地B以外の4ヶ所における堆積区の生物量は、対照区に比べ明らかに小さい値を示した。

各調査地の種の豊富さ [d : Gleason (1922)] をみると、最大47.0、最小7.7とばらついてはいたが、4調査地において堆積区の種の豊富さが対照区のそれを上回っていた。生物量の小さい堆積区では、アメリカセンダングサ *Bidens frondosa*、ヒメムカシヨモギ *Erigeron canadensis*、ケイヌビエ *Echinochloa crus-galli* var. *echinata*、ハイミチヤナギ *Polygonum arenastrum*、コアカザ *Chenopodium ficifolium* などの一年生植物、小型の多年生草本であるヘラオオバコ *Plantago lanceolata* が特徴的に出現していた (表2)。

一方、生物量が大きい対照区では、ヨシ *Phragmites australis*、セイタカアワダチソウ *Solidago altissima*、イワノガリヤス *Calamagrostis langsdorffii* など、草丈が2mにも達する種が密に生育していた。

(2) 帰化率

調査区と対照区で帰化植物の出現割合を比較した。在来植物と帰化植物の区別は、日本帰化植物図鑑 (長田1972)、日本帰化植物写真図鑑 (清水ほか2001)、北海道植物図譜 (滝田2001) の記述をもとに行った。各調査地における帰化植物の種数ならびに出現種数に対する帰化植物の割合を表3に示す。堆積区では2種 (堆積区B) から23種 (堆積区A) の帰化植物が見られた。一方、対

照区では3種 (対照区B) から9種 (対照区A) の帰化植物が見られた。堆積区では対照区に比べ、帰化植物の種数は同程度かやや多い傾向を示した。

各調査地の出現種数に対する帰化植物の割合を見ると、堆積区Bと対照区Dで低い値 (20%以下) であったのを除くと、いずれも50%前後の値を示していた。

(3) 出現種の生育特性および生活型組成

出現した植物種を、滝田 (2001) にしたがって、通常沼地や湿地によく見られる湿性種、相対的に湿った土地を好み好湿性種、それ以外の種に区分した (表3)。湿性種は堆積区Bと対照区Dで見られた。好湿性種の割合を堆積区と対照区で比較すると、堆積区Bを除き、堆積区は対照区に比べ少ない傾向を示した。

出現した植物種的生活型組成を表3に示す。生活型は一・二年生草本、多年生草本、木本の3つに区分した。堆積区では、出現種数に対する一・二年生草本の割合が38%から58%という値を示した。逆に、対照区では0%から20%と明らかに小さな値を示した。木本は、堆積区の3調査地で1から7種、対照区の1調査地では4種見られた。両区に共通して出現したのはヤナギ科 (ドロノキ *Populus maximowiczii*、エゾノカワヤナギ *Salix miyabeana* など) やニセアカシア *Robinia pseudoacacia* などの実生や萌芽であった。

表3 各調査区における植物相の特徴

		帰化植物の割合		湿性種・好湿性種の割合			生活型		
		帰化種	在来種	湿性種	好湿性種	その他	一・二年生草本	多年生草本	木本
調査地A	堆積区 (%)	23 (48.9)	24 (51.1)	0 (0.0)	8 (17.0)	39 (83.0)	19 (40.4)	21 (44.7)	7 (14.9)
	対照区 (%)	9 (42.9)	12 (57.1)	0 (0.0)	6 (28.6)	15 (71.4)	2 (9.5)	15 (71.4)	4 (19.0)
調査地B	堆積区 (%)	2 (14.3)	12 (85.7)	4 (28.6)	6 (42.9)	4 (28.6)	7 (50.0)	7 (50.0)	0 (0.0)
	対照区 (%)	4 (57.1)	3 (42.9)	0 (0.0)	3 (42.9)	4 (57.1)	1 (14.3)	6 (85.7)	0 (0.0)
調査地C	堆積区 (%)	17 (60.7)	11 (39.3)	0 (0.0)	5 (17.9)	23 (82.1)	14 (50.0)	13 (46.4)	1 (3.6)
	対照区 (%)	9 (60.0)	6 (40.0)	0 (0.0)	3 (20.0)	12 (80.0)	1 (6.7)	14 (93.3)	0 (0.0)
調査地D	堆積区 (%)	12 (52.2)	11 (47.8)	0 (0.0)	6 (26.1)	17 (73.9)	13 (56.5)	8 (34.8)	2 (8.7)
	対照区 (%)	4 (14.3)	24 (85.7)	4 (14.3)	5 (17.9)	19 (67.9)	5 (17.9)	23 (82.1)	0 (0.0)
調査地E	堆積区 (%)	15 (51.7)	14 (48.3)	0 (0.0)	8 (27.6)	21 (72.4)	15 (51.7)	14 (48.3)	0 (0.0)
	対照区 (%)	3 (50.0)	3 (50.0)	0 (0.0)	2 (33.3)	4 (66.7)	0 (0.0)	6 (100.0)	0 (0.0)

3. 土壌環境

(1) 土壌 pH および含水率

各調査地における土壌 pH (H₂O) と含水率を表 4 に示す。土壌含水率は、堆積区で 1.38% から 4.50%、対照区では 2.82% から 4.91% の範囲の値を示した。各調査地で堆積区と対照区を比較すると、調査地 B でほぼ同じ値を示した以外は堆積区の方が対照区に比べ含水率が低い傾向がみられた。

堆積区の土壌 pH は 5.02 から 7.49 と調査地によりばらつきが見られた。また、対照区の土壌 pH は 4.01 から 5.26 と調査地によって変動するが、堆積区と比べ全体的に小さい傾向が見られた。各調査地で堆積区と対照区を比較すると、いずれの調査地でも、堆積区が対照区に比べ高い pH を示した。

(2) 交換性塩基量

原子吸光度計で定量した Ca, Mg, Na, K の含有量と 4 元素の合計量 (総交換性塩基量) を表 4 に示す。

Ca の量は、堆積区で最小 152.6 mg/乾土 100 g (以下、単位は同じ) から最大 407.9 まで変動が見られた。一方、対照区では 67.0 から 300.3 まで変化した。調査地別に見ると、調査地 A では逆転しているが、他の 4ヶ所の調査地では堆積区の Ca 量が対照区のそれに比べて大きな値を示した。特に調査地 B の堆積区は対照区の 5 倍もの値を示していた。

K は堆積区で 11.2 から 35.7、対照区では 6.5 から 54.6 と調査地間で値が大きく異なっていた。調査地別に堆積区と対照区を比較しても、一定の傾向は見られなかった。

Mg は堆積区で 17.9 から 38.9、対照区では 20.3 から 74.5 と、Ca や K と同様調査地によってばらつきが見られた。また、調査地別に堆積区と対照区の比較をしても、一定の傾向は見られなかった。

Na は堆積区で 3.5 から 11.2、対照区では B の 6.0 を除くと、堆積区に比べて大きく 13.7 から 32.0 の値を示した。調査地ごとにみた場合、全ての調査地で堆積区は対照区に比べ Na の量は小さかった。

表 4 土壌の pH, 含水率, 交換性塩基, 陰イオン, 重金属の測定および定量結果

	調査地A		調査地B		調査地C		調査地D		調査地E	
	堆積区	対照区	堆積区	対照区	堆積区	対照区	堆積区	対照区	堆積区	対照区
含水率 (%)	1.38	<u>3.59</u>	4.50	<u>4.91</u>	1.98	<u>3.56</u>	1.92	<u>2.82</u>	2.41	3.58
(最小-最大)	(1.35-1.40)	(3.57-3.69)	(4.44-4.54)	(4.88-4.95)	(1.98-1.99)	(3.54-3.57)	(1.92-1.93)	(2.80-2.83)	(2.42-2.39)	(3.50-3.62)
pH	<u>6.49</u>	5.02	<u>5.02</u>	4.01	<u>6.53</u>	4.68	<u>7.49</u>	5.26	<u>5.38</u>	4.53
(最小-最大)	(6.25-6.63)	(5.30-5.63)	(4.88-5.22)	(3.91-4.16)	(6.17-6.74)	(4.55-4.81)	(7.34-7.73)	(4.79-5.79)	(5.23-5.47)	(4.27-4.80)
Ca (mg/乾土100 g)	152.6	<u>300.3</u>	<u>337.0</u>	67.0	<u>266.4</u>	219.0	<u>407.9</u>	276.6	<u>207.0</u>	171.3
K (mg/乾土100 g)	<u>15.6</u>	8.8	<u>12.5</u>	6.5	13.7	<u>20.6</u>	11.2	<u>26.9</u>	35.7	<u>54.6</u>
Mg (mg/乾土100 g)	36.7	<u>74.5</u>	24.2	22.4	<u>34.1</u>	33.0	17.9	<u>20.3</u>	38.9	<u>47.3</u>
Na (mg/乾土100 g)	3.5	<u>13.7</u>	5.8	<u>60.0</u>	6.0	<u>27.4</u>	3.9	<u>28.5</u>	11.2	<u>32.0</u>
総交換性塩基量 (mg/乾土100 g)	208.4	<u>397.3</u>	<u>379.4</u>	102.0	<u>320.3</u>	299.9	<u>441.0</u>	352.3	292.7	<u>305.2</u>
Cl ⁻ (cmol/kg-1)	0.011	<u>0.035</u>	<u>0.055</u>	0.013	0.018	0.018	0.025	<u>0.031</u>	<u>0.049</u>	0.029
NO ₃ ⁻ -N (cmol/kg-1)	N. D.	N. D.	<u>0.249</u>	0.115	<u>0.031</u>	N. D.	N. D.	<u>0.431</u>	<u>0.075</u>	0.032
SO ₄ ²⁻ -S (cmol/kg-1)	<u>0.328</u>	0.232	<u>0.658</u>	0.137	<u>0.426</u>	0.192	<u>0.385</u>	0.193	<u>0.319</u>	0.089
Zn (mg/乾土1 kg)	3.2	<u>3.7</u>	<u>18.0</u>	6.9	4.3	3.7	<u>30.7</u>	7.3	<u>8.0</u>	5.8
Cd (μg/乾土1 kg)	11	<u>63</u>	87	<u>128</u>	45	<u>61</u>	74	<u>92</u>	67	<u>88</u>
Pb (ppb/乾土)	280	<u>527</u>	<u>951</u>	561	<u>351</u>	291	<u>5353</u>	1024	<u>610</u>	340

N. D.: 検出限界 (0.02 mg/l) 以下であることを示す。下線は、各調査地で堆積区と対照区の値のうち大きい方に付した。

(3) 陰イオン

土壌抽出水をイオンクロマトグラフィーで分析した結果、測定を試みた 5 つのイオンのうち、塩化物イオン (Cl⁻)、硝酸イオン (NO₃⁻)、硫酸イオン (SO₄²⁻) の 3 つのイオンが検出された (表 4)。

Cl⁻ は、堆積区 A で最も低く 0.011 cmol/kg⁻¹ (以下、単位は同じ)、最も高かったのは堆積区 B の 0.055 であった。調査地ごとに見ると、調査地 A と D では対照区が高い値を示したのに対し、B と E では堆積区が高い値を示し、一定の傾向はみられなかった。

NO₃⁻ は、2 つの堆積区と 2 つの対照区で検出限界 (0.02 mg/l) 以下であった。堆積区と対照区の両方で NO₃⁻ が検出された調査地 B と E では、堆積区が対照区の 2 倍近い値を示した。また、堆積区 D が検出限界以下であったのに対し、その対照区は 0.431 cmol/kg⁻¹ という値を示し、調査地内で差が見られた。

SO₄²⁻ は、堆積区で 0.319 cmol/kg⁻¹ (以下、単位は同じ) から 0.658、対照区で 0.089 から 0.232 の範囲であった。調査地ごとに見ると、いずれの調査地でも堆積区の値は対照区の値に比べ、1.3 倍から 5 倍近い大きな値を示した。

(4) 重金属

亜鉛 (Zn)、カドミウム (Cd)、鉛 (Pb) の3元素について、原子吸光光度計を用いてその量を測定した(表4)。Znは、堆積区で3.2 (mg/乾土1kg) から30.7、対照区では3.7から7.3までの範囲であった。調査地ごとに比較してみると、堆積区の方がZnを多く含んでいる傾向が見られた。特に調査地Bと調査地Dでは差が大きかった。

Cdは堆積区で11 ($\mu\text{g}/\text{乾土}1\text{kg}$) から87、対照区で61から128の範囲にあり、全体に小さな値であった。各調査地で比較すると、いずれの調査地でも堆積区は対照区より小さい値を示した。

Pbは、堆積区Dを除くと280 (乾土あたりppb) から1024の間の値を示した。堆積区Dでは対照区の5倍にあたる5353という高い値を示した。全体として、微量な調査地もあるが堆積区の土壌のほうが鉛を多く含有している傾向が見られた。

考 察

雪堆積場における植生の特徴

(1) 種組成

雪堆積場では、雪融けを早めるために、重機による雪割りを行って表面積を大きくしている。最終的に融雪水によって地盤は軟弱になり重機が入れなくなるため、多くの堆積場では砂や砂利を敷いて地盤を固め整地している。ここで取り上げた調査地のうち、地表面の状態から4調査地(A, C, D, E)の堆積区が地盤整備を行っていたと思われる。これらの調査地の地表面は固く、重機による攪乱を受けて融雪直後はほとんど植物が見られない裸地となっていた。しかし、植生調査時には堆積区の種の豊富さが対照区のそれを上回っていた。

堆積区に出現した種の多くは、空き地あるいは踏み付けのある広場に出現する種であり(矢野ほか1983)、遷移初期相に一般的な種であった。また、これら堆積区的生活型組成をみると、一年生草本の割合が高かった。堆積区では重機による攪乱によって毎年裸地化するため、一年生植物や帰化植物の侵入が可能であり、出現種数が多くなったと考えられる。

また、別の要因として、堆積区内の微地形に応じた乾湿勾配の存在も挙げられる。対照区では土壌がある程度発達し大型の多年生草本が覆うことから、その下層の地表面の光、温度、水分などの無機的環境条件は比較的均質である。一方、重機の攪乱を受ける堆積区内にはキャタピラ跡の凹凸や透水性の悪い粘土質の壤土による融雪水や雨水の滞水が見られ、地表面の環境は不均質であった。その結果、ヒメムカシヨモギのように乾性の立地一

般的な種とアメリカセンダングサのように湿性の立地に分布する種が混生し、高い種の多様性を示していたことが予想される。

堆積区Bは整地されておらず、雪融け直後には人が入れないほどぬかるんで過湿な立地であった。ここでは、サワギキョウ *Libellia sessilifolia* やヘラオモダカ *Alisma canaliculatum* など湿性植物が生育していた。また、種数は他の堆積区と比較して少なく、帰化率も低かった。帰化植物のほとんどは攪乱依存種であり、人間の移動範囲の拡がりや都市化に伴う攪乱地の増加によって生育地を拡大している(鷺谷・矢原1996)。堆積区Bの帰化率が低いのは、攪乱がなく、帰化植物の住み着き・定着が制限されていることによる。

(2) 生物量

大雪山などの高山帯にある雪田では、雪融けの時期によって、その種構成や種数、成長に差がみられることが報告されている(Kudo & Ito 1992)。一方、植物の種構成や成長は、生育に必要な元素の供給量やバランスによっても制限もされている。しかし、必要元素の供給量やバランスは、植物種や酸素の供給量などによって異なるため(西尾ほか2000)、多数ある必須元素を調査し、一元素を取り出して調査対象とする植生全体に適用するのは難しい。そこで本研究では、総交換性塩基量を無機栄養の一つの指標とし、成長との関係について考察することとした。

対照区における総交換性塩基量と生物量との間には高い相関($r=0.871$, $p<0.05$)がみられ(図2)、総交換性塩基量の減少に伴い生物量も減少する傾向がみられた。植物体の矮小化は交換性塩基量などの無機栄養の欠乏に対する適応戦略であり(Grime 1979)、過剰の無機栄養の供給は成長にほとんど影響を与えないことから(Larcher 1994)、対照区土壌の総交換性塩基量が植物の成長を制限する一つの要因であると考えられる。

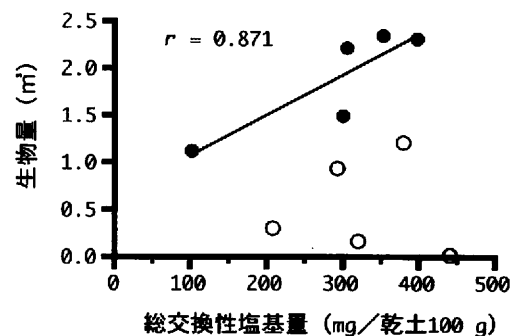


図2 総交換性塩基量と生物量の相関。
○, 堆積区; ●, 対照区。

一方、堆積区土壌の総交換性塩基量は対照区と近い値であり、十分大きな生物量が達成できるほどの量が存在しているにも関わらず、実際の生物量は小さく総交換性塩基と生物量の間には相関は見られなかった。これは、交換性塩基以外の要因が堆積区の植物の成長を制限していることを示している。その要因の一つとして、生育期間の短縮が挙げられる。植物が生育を開始できる最低温度は植物ごとに異なるが、一般的に 5℃とされており、雪が残る雪堆積場では地表面が雪に覆われているため気温は低く、その生育の開始時期は遅れる。事実、雪消失確認日から植生調査を行った日までの日数（生育日数と呼ぶ）と生物量との間には高い相関が認められた（図 3： $r=0.985$, $p<0.01$ ）。このことは、堆積区の融雪の遅れが生育日数を短縮し、植物の成長を制限していることを示している。

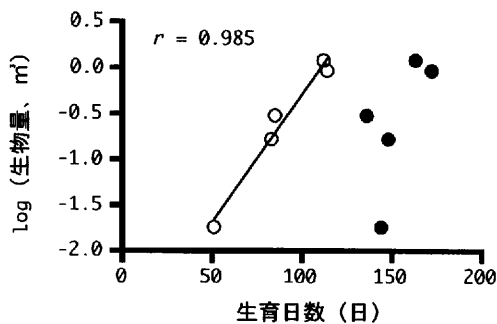


図 3 生育日数（消雪後から調査日までの日数）と生物量の相関。○，堆積区；●，対照区。

雪堆積場土壌の酸性化

近年、森林の衰退など酸性雨の環境への負荷が問題となっている（片岡・竹内 1998）。また、春先の短期間に一度に河川に酸性物質が流れ込むことによる acid shock（Johannessen & Henriksen 1978）や、積雪中の酸性物質に

よって広葉樹とその菌根が影響を受けているという報告もある（小川 1995）。我が国の日本海側は多雪地域であり、酸性雪による影響は酸性雨と並ぶ重要な環境問題である。

堆積区の土壌の陰イオン濃度は、対照区と比較して高い傾向がみられた（表 4）。特に、硫酸イオン（ SO_4^{2-} ）においては、全ての調査地でこの傾向が見られた。しかし、土壌 pH の測定結果をみると堆積区の土壌は酸性化しておらず、全ての調査地で対照地より高い pH を示していた。このことは、堆積区の土壌 pH は降雪に含まれる物質だけでなく、その後二次的に添加される融雪剤の成分などによっても影響を受けていることを示唆している。この点について、降雪と融雪中に含まれる化学成分の面から以下考察する。

融雪水については、札幌市内 3 ヶ所（雁来大橋下流左岸、環状北大橋下流右岸、五輪大橋上流左岸）の雪堆積場における 1999 年から 2001 年までのデータ（札幌市建設局雪対策室未発表資料）から平均値を算出し、降雪については石狩海岸における定量結果（多賀ほか 1997）を用いた（表 5）。降雪の pH は 4.6～4.8 であったのに対し、融雪水では 7.3～7.7 と弱アルカリ性を示していた。また、降雪に対する融雪水の比をみると、Ca、Mg でそれぞれ 51.2 倍、52.9 倍という値であった。札幌市で用いられている凍結防止剤は、酢酸塩系凍結防止剤と呼ばれるもので、酢酸カルシウム・マグネシウムと塩化ナトリウム、または、酢酸カルシウム・マグネシウム・カリウムと塩化ナトリウムの 4：6 混合物である。この凍結防止剤は、市内で年間 2,370 t も使用されていることから、原（1991）が既に指摘しているように、融雪水に含まれる Ca、Mg は、アスファルト粉塵や凍結防止剤由来の物質である可能性が高い。これらの物質によって積雪中の酸性汚染物質由来の水素イオンが中和され、弱アルカリ性となった融雪水が土壌に流れ込み堆積区の土壌 pH が高められたと考えられる。

表 5 雪堆積場の融雪水と石狩海岸における降雪の化学分析の比較

	pH	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	K (mg/l)	Na (mg/l)	Cl (mg/l)	SO_4 (mg/l)	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)
融雪水 ¹⁾	7.3 - 7.7	13.32	2.65	0.74	24.2	51	4.8	0.12
降雪 ²⁾	4.6 - 4.8	0.26	0.05	- ³⁾	4.4	9.6	2.2	-
融雪水/降雪	-	51.2	52.9	-	5.5	5.3	2.2	-

1) 札幌市建設局雪対策室未発表資料：札幌市内の雪堆積場（雁来大橋下流左岸、環状北大橋下流右岸、五輪大橋上流左岸）での 1999 年から 2001 年までの平均値

2) 石狩海岸における降雪（多賀ほか 1997）

3) 測定データなし

交換性塩基の動態

通常、土壌 pH の低下に伴って、交換性塩基量が減少するといわれている。これは、土壌粒子とイオン結合している交換性塩基が H⁺ と置換され溶出するためである。特に、土壌 pH が 5.0 以下の土壌で交換性塩基量の減少が顕著にみられる (和田 1993)。本研究においても、対照区土壌の pH と交換性塩基量との間に同様の傾向が認められた (図 4)。一方、アスファルト粉塵や凍結防止剤に由来する Ca や Mg が融雪水を通じて供給される堆積区では、土壌 pH と交換性塩基量との間に一定の関係が認められなかった。上に述べた雪堆積場に持ち込まれる雪の中には、融雪剤由来の Ca や Mg が多量に含まれることから、堆積区土壌中の総交換性塩基量は、持ち込まれる雪の量に比例することが予想される。事実、堆積区土壌の総交換性塩基量と計画雪搬入量との間には高い正の相関がみられた (図 5: $r=0.994$, $p<0.01$)。このことは、堆積区土壌の交換性塩基量は土壌 pH ではなく、雪の搬入量により強く支配されていることを示唆している。

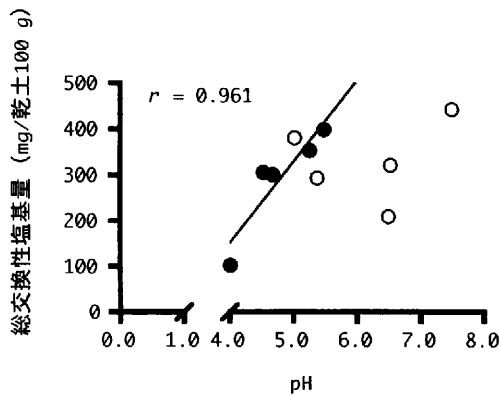


図 4 土壌 pH と総交換性塩基量の相関。
○、堆積区；●、対照区。

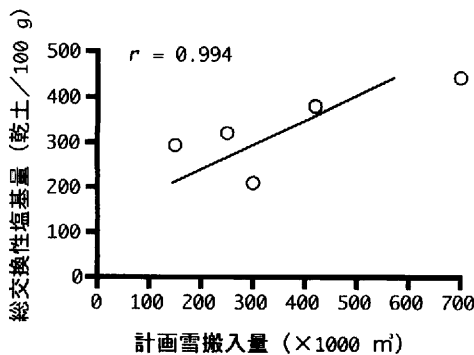


図 5 堆積区における計画雪搬入量と総交換性塩基量の相関。

堆積区の土壌には融雪を通じて多量の交換性塩基が供給されるにもかかわらず、対照区の量と比較した場合大きな差は見られなかった。この原因は、雪に含まれる交換性塩基をはじめとする様々なイオンの融雪期の動態と密接な関係がある。

融雪中に含まれる様々なイオンは、融雪初期に融解水と共に積雪の下部へと流出・集積し、濃度は 7 倍以上にも濃縮されることから (飯田・上木 1993)、融雪初期の積雪下の土壌層には様々なイオンが高濃度で存在していることが予想される。しかし、積雪中のイオンの多くが流出した後は、これらを含まない融雪水が大量に土壌層を通過し、土壌中のイオンを溶出させる (坂田ほか 1994)。本研究においても同様の現象が起こっている可能性が高く、結果的に融雪後に残る土壌中の交換性塩基量は、対照区と同じような量にまで減少し堆積区から多量の交換性塩基が流出していることが予想される。

重金属

土壌に含まれている重金属には、鉄などのように微量元素として植物に必須なものがある。植物はこれらの物質を、根を通じて吸収するが、同時に植物にとって有害な重金属も吸収している。植物体に吸収された重金属は呼吸と光合成における電子伝達を妨害し、酵素を不活性化させ、結果として無機栄養塩類の吸収を減少させ、成長を抑制する (Larcher 1994)。

土壌が汚染されていない場合、Zn, Pb, Cd は、それぞれ乾土 1 kg 当たり 50~90 mg, 17~35 mg, 0.3~0.4 mg 含まれる (久馬ほか 1993)。これらの値と比べた場合、堆積区・対照区を通じ、何れの元素もこの範囲を越える値はみられなかった [表 4: Zn (3.2~30.7), Pb (0.28~5.35), Cd (0.011~0.128) (単位は何れも mg/乾土 1 kg)]。しかし、堆積区では、亜鉛 (Zn) と鉛 (Pb) において、計画搬入量が多い堆積場ではその含有量も多くなる傾向がみられ (図 6)、積雪からのこれら元素の供給が予想された。

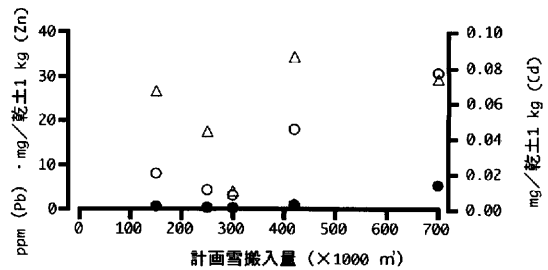


図 6 計画雪搬入量と重金属量の相関。
○, Zn (亜鉛, mg/乾土 1 kg) ;
●, Pb (鉛, ppm) ;
△, Cd (カドミウム, mg/乾土 1 kg) .

3 元素について、札幌市内 3 ヲ所（雁来大橋下流左岸、環状北大橋下流右岸、五輪大橋上流左岸）の雪堆積場における過去 3 年間の融雪水データ（札幌市建設局雪対策室未発表資料）から平均値を算出し、分析結果との比較を行った。融雪水中には 0.03 mg/l の Zn および 0.006 mg/l の Pb が検出されているのに対し、Cd はいずれの年度においても検出されていなかった。融雪水中に含まれる Zn や Pb の濃度と土壌中のそれは、測定単位が土壌（乾土 1 kg）と水（1 l）で異なるため単純に比較できないが、数値だけを見た場合、前者で最大約 1000 倍に、後者では約 100 万倍にも達し、堆積区では融雪水に比べて高い濃度を示していた。また、融雪中にみられない Cd が堆積区で検出されていた。これらの事実は、これら重金属が堆積区で蓄積しつつあることを示唆している。

まとめ

植生と土壌の理化学性の面から、札幌市の雪堆積場の環境について現状を示した。得られた結果からは、植生や土壌に特に大きな問題は見られなかった。しかし、雪そのものが存在することによる低温の影響が、生物量を低下させることが示され、堆積場周辺の農作物の生育への影響が懸念される。また、Ca や Mg などの交換性塩基が融雪水とともに河川へと流入する可能性や、積雪中の重金属の雪堆積場への集積の可能性が指摘されたことは、雪堆積場から流出する地下水が河川生態系へ与える影響や、雪堆積場の土壌汚染などについて、今後明らかにしていく必要があることを示唆している。

謝 辞

本論文をまとめるにあたり、北海道教育大学札幌校の菅 正彦博士には化学分析に際し貴重なご教示をいただいた。ここに記して厚くお礼申し上げます。

引用文献

- Braun-Blanquet, J. (1964) (鈴木時夫訳 1971). 植物社会学 I, II. 朝倉書店, 東京.
- 土壌標準分析・測定法委員会編 (1986) 土壌標準分析・測定法. 博友社, 東京.
- Gleason, H. A. (1922) On the relation between species and area. *Ecology* 3 : 158-162.
- Grime, J. P. (1979) *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley & Sons.

- 原 宏 (1991) 酸性雨—第 3 講酸性雨のデータをどうみるか—. *大気汚染学会誌* 26 : 51-59.
- 飯田俊彰・上木勝司 (1993) 融雪初期における酸性汚染物質を高濃度に含む融雪水の流出現象. *農土論集* 166 : 55-61.
- Johannessen, M. & Henriksen, A. (1978) Chemistry of snow meltwater: changes in concentration during melting. *Water Resour. Res.* 14: 615-619.
- 片岡正光・竹内浩士 (1998) 酸性雨と大気汚染 (地球環境サイエンスシリーズ 4). 三共出版, 東京.
- Kudo, G. & Ito, K. (1992) Plant distribution in relation to the length of the growing season in a snow-bed in the Taisetsu Mountains, northern Japan. *Vegetatio* 98: 165-174.
- 久馬一剛・佐久間敏雄・庄子貞男・鈴木 皓・服部 勉・三土正則・和田光史 (編) (1993) 土壌の辞典. 朝倉書店, 東京.
- Larcher, W. (1994) (佐伯敏郎監訳, 1999) 植物生態生理学. シュプリンガー・フェアラーク, 東京.
- 西尾道徳・古在豊樹・奥 八郎・中筋房夫・沖 陽子 (2000) 作物の生育と環境. 農山漁村文化協会, 東京.
- 小川 眞 (1995) 広葉樹が枯れてゆく. *現代林業* 10 : 32-37.
- 長田武正 (1972) 日本帰化植物図鑑. 北隆館, 東京.
- 坂田康一・福山龍次・山根仁志 (1993) 北海道の酸性降下物の陸水酸性化影響調査—融雪期の小河川における酸性化—. *北海道環境科学研究センター所報* 20 : 61-68.
- 札幌市環境局環境計画部計画課 (2001) 札幌市環境白書—平成 12 年度版. 札幌市.
- 札幌市企画調整局企画部企画調査課 (2003) 札幌市統計書平成 14 年度版. 札幌市.
- 札幌市教育委員会 (1995) 札幌文庫 75 札幌の冬. 札幌市.
- 清水矩宏・森田弘彦・廣田伸七 (2001) 日本帰化植物写真図鑑. 全国農村教育協会, 東京.
- 水文・水資源学会編集出版委員会 (1998) 積雪寒冷地の水文・水資源. 信山社サイテック, 東京.
- 多賀光彦・那須淑子・菅 正彦 (1997) 地球のすがたと環境—人間活動とのかかわり. 三共出版, 東京.
- 滝田謙譲 (2001) 北海道植物図譜. 滝田謙譲 (自費出版), 釧路.
- 和田信一郎 (1993) 土壌の反応 (pH). 「土壌の事典」(久馬一剛ほか編集), pp. 340-342. 朝倉書店, 東京.
- 鷲谷いづみ・矢原徹一 (1996) 保全生態学入門—遺伝子から景観まで. 文一総合出版, 東京.
- 矢野悟道・波田善夫・竹中則夫・大川徹 (1983) 日本の植生図鑑 (II) 人里・草原. 保育社, 東京.