

漢江의 榮養鹽類 및 主要이온類의 年變化와 그 水質의 考察

崔 相·鄭 兌 和·郭 熙 相
韓國 科學 技術 研究所

Seasonal Variations in Nutrients and Principal Ions Contents of the Han River Water, and its Water Characteristics

Sang Choe, Tai Wha Chung and Hi-Sang Kwak

Korea Institute of Science and Technology, Seoul, Korea

ABSTRACT

Nutrients and principal ions contents in downstream water of the Han River, near Seoul, measured at somewhat three week intervals over a period of two years, were shown its characteristic seasonal cycles. The annual ranges of nutrients were 0.5-7.7 $\mu\text{g-at/L}$ of ammonia, 0.12-0.90 $\mu\text{g-at/L}$ of nitrite, 2.9-35.9 $\mu\text{g-at/L}$ of nitrate, 3.8-42.0 $\mu\text{g-at/L}$ of total soluble nitrogen, 0.09-0.57 $\mu\text{g-at/L}$ of phosphorus, and 3.0-15.3 mg/L of silicate, and these were lower in spring and fall closely correlate with phytoplankton blooms and higher in winter except ammonia and silicate contents. Annual variations of BOD and COD were 0.10-2.14 ml/L, 0.88-6.82 mg/L, respectively. The ionic concentrations of Cl, Ca and Mg were not high of which Cl 5.0-13.1 mg/L, Ca 3.7-9.1 mg/L and Mg 1.5-10.4 mg/L of annual ranges. Fe ranged 18.5-82.8 $\mu\text{g/L}$, Mn 15-58 $\mu\text{g/L}$, Cu 0.3-4.7 $\mu\text{g/L}$ annually. In general, the Han River water is low in nutrients, mineral contents, and may be said not yet polluted, excellent quantity and quality of river water.

우리의 社會生活이 發達함에 따라 물의 使用量은 많아지고 그 用途도 多岐多樣하게 된다. 人口增加와 生活向上에 의한 家庭用水의 增加, 各種工業 및 産業의 發達에 따르는 이것들의 廢水들은 모두가 河川으로 흘러내려, 河川水를 汚染할 뿐 아니라 이것들은 결국 바다로 流入되어 沿岸一帶의 水質을 惡化시켜, 沿岸漁業 및 沿岸魚族의 産卵 및 成育場을 破壞하는 경우가 적지 않다. 河川, 湖沼등의 自然水는 그것들이 지니고 있는 屬性을 充分히 活用하면서 永久히 保存되어야 할 貴重한 資源이며, 그곳의 生物資源의 涵養은 물론이거니와 飲料水로서 또 各種 産業用水로서 그 用途가 多樣하게 充足되어야 할 것이다.

우리나라의 河川水는 아직은 人爲的인 汚染度가 적다고 할 수 있다. 그러나 이것을 無關心하게 放置해두면 期必코 멀지않는 將來에 심한 汚染이 있게 될 것이며, 여기에 對한 適切한 對策이 하루 速히 講究되어야 한다고 생각된다. 우

리나라 河川水系의 水質의 研究는 極히 稀少하다. 倉茂·太田 (1944)등 1~2의 貢獻이 있었을뿐 거의 研究가 되어있지 않다. 萬一 우리나라 河川水系의 水質이 現在 아직 그다지 汚染되지 안했다는 前提가 許容된다면, 現在의 各河川의 水質의 特性은 그 流域을 흐르면서 各種物質을 溶解시켜 또 包含한 總合의이고도 自然的인 結果로서 받아들일수 있으며, 이 資料는 將來에 있을 우리나라의 水質規制에 規準的인 役割을 하게 될 것이라고 하겠다.

우리는 먼저 發表한 漢江下流水域의 基礎生産과 植物플랑크톤의 色素量의 年變化를 調査하였을때 (崔·鄭·郭, 1968), 同時, 同地點, 同水層에서 試水를 얻어, 各種 榮養鹽類와 主要이온類 및 BOD, COD 등의 年變化를 調査하였다. 이것은 前報의 補足的인 資料가 될 것이고, 또 漢江水域의 生態系를 解明하는데 基礎的인 資料가 될뿐 아니라, 나아가서는 우리도 머지않는 將來

에 반드시 實現시켜야 할 水質規制의 基準的인 資料로서 많은 役割을 할 수 있는 것이라고 思料되기 때문에 여기에 그 結果를 報告한다.

調査 및 實驗方法

漢江의 水質調査는 前報의 광나루의 定點에서 1966年 4月 12日부터 1967年 5月 8日까지에 걸쳐, 거의 3週間隔으로 (洪水期의 濁水때는 되도록 避했음) 모두 17回의 調査가 實施되었었다. Van Dorn型 採水器에 의하여 上層(表層)과 下層(底層)에서 各各 약 5L의 試水를 採水하여, 水温, pH, 溶存酸素 및 全炭酸量은 現場에서 測定 또는 固定을 하고, 採水後 3時間以內에 實驗室에 運搬하여, 곧 Millipore filter (HA型, 孔径 0.45 μ)로 濾過하여 各種分折을 하였다. 濾過試水는 -15°C에서 凍結하여 採水後 2日以內에 分折을 끝냈다.

pH는 Beckman Pocket pH meter (Model pH-180)에 의하여, 溶存酸素量은 Winkler法, 全炭酸量은 西條(1962)의 휴대用 全炭酸測定裝置에 의하여 各各 測定되었었다.

榮養鹽類는 모두 light-path 50 mm cell을 使用하여 Beckman Spectrophotometer B에 의하여 比色分折을 하였으며, 암모니아 (NH₃-N)는 Nessler試藥에 의하여 發色시켜, 波長 450 m μ 에서, 亞窒酸鹽 (NO₂-N)은 Gries-Romijn試藥에 의하여 發色시켜, 波長 540 m μ 에서, 窒酸鹽 (NO₃-N)은 Hydrazin銅 還元劑로 還元한後, Sulfanilamide와 Naphthyl-ethylen-diamine으로 發色시켜, 波長 543 m μ 에서 (Strickland and Parsons, 1960), 磷酸鹽 (PO₄-P)은 Denigè-Atkins의 方法에 의하여 發色시켜, 波長 700 m μ 에서, 硅酸鹽 (SiO₂-Si)은 모리부덴酸암모니움으로 發色시켜, 波長 450 m μ 에서 (西條, 1962), 各各 吸光度를 測定하여, 그 含量을 測定하였었다.

主要이온類의 鹽素量 (Cl)은 Mohr法, 칼슘 (Ca)은 N. N. 指示藥에 의한 EDTA 滴定法에 의하여였으며, 마그네슘 (Mg)은 EBT 指示藥에 의하여 Ca+Mg의 全量을 測定하여, 이것에서 上記의 Ca量을 減해함으로써 얻었다.

生物化學的 酸素消費量 (BOD)은 試水 약 100

ml를 酸素瓶에 넣어, 5日間 暗所 20°C에서 保持하여, 그 동안의 酸素消費量을 Winkler法으로 測定하여 얻었고, 化學的 酸素消費量 (COD)은 過탄산酸칼륨의 消費量으로 測定하였었다.

微量金屬類도 light-path 50 mm cell을 使用하여 Beckman Spectrophotometer B에 의하여 比色分折을 하였으며, 鐵 (Fe)은 α - α' dipyridyl에 의하여 發色시켜, 波長 520 m μ 에서 (Sandell, 1959), 망간 (Mn)은 Formaldoxium法 (Sandell, 1959)에 의하여, 波長 450 m μ 에서, 銅 (Cu)은 Sodium-diethyl-dithiocarbamate에 의하여 發色시켜, Chloroform으로 抽出한것 (Sandell, 1959)을 各各 定量하였었다.

이것들의 各個의 分折値는 月別로 集計되어, 年間平均値를 算出하였었다.

結 果

1. 水温, pH, 溶存酸素 및 二酸化炭素量의 年變化

水温, pH 및 溶存酸素量과 그 飽和度에 關해서는 前報에서도 取扱되었으나, 이것은 다른 測定値를 理解하는데 많은 參考가 되기때문에, 여기서 한번더 簡單히 돌보기로 한다. 漢江水의 水温, pH, 溶存가스類의 年變化는 Fig. 1과 같다. 그리고 이 調査에서 實施한 全觀測値의 範圍와 그 平均値를 Table 1에 表示한다.

水温은 年間 0.2~27.0°C의 範圍로 變動하고, 上, 下水層을 合한 年平均水温은 13.2°C가 되며, 水温의 年間較差는 약 27°C가 된다. 觀測地點에서는 물의 混交가 잘 되어, 上, 下水層의 水温差는 僅少하나, 그래도 夏季에는 上層水가, 冬季에는 下層水가 다소 높은 傾向이 있다. 年間最高水温은 8月末에, 또 最低水温은 1月中旬에서 2月中旬사이에서 이루어지며, 12月末에서 3月初, 中旬까지는 結氷한다 (Fig. 1, A).

pH는 年間 6.5~7.5 (平均 6.94)로 變動하고, 上層水에서 6.5~7.4 (6.91), 下層水에서 6.5~7.5 (6.94)로서 거의 差異가 없으며, 거의 中性에 가까운 微酸性을 나타낸다. 그리고 夏季, 冬季보다 春, 秋季가 약간 높은 pH를 갖게되는 것은 春, 秋季의 植物플랑크톤의 大增殖現象과 相

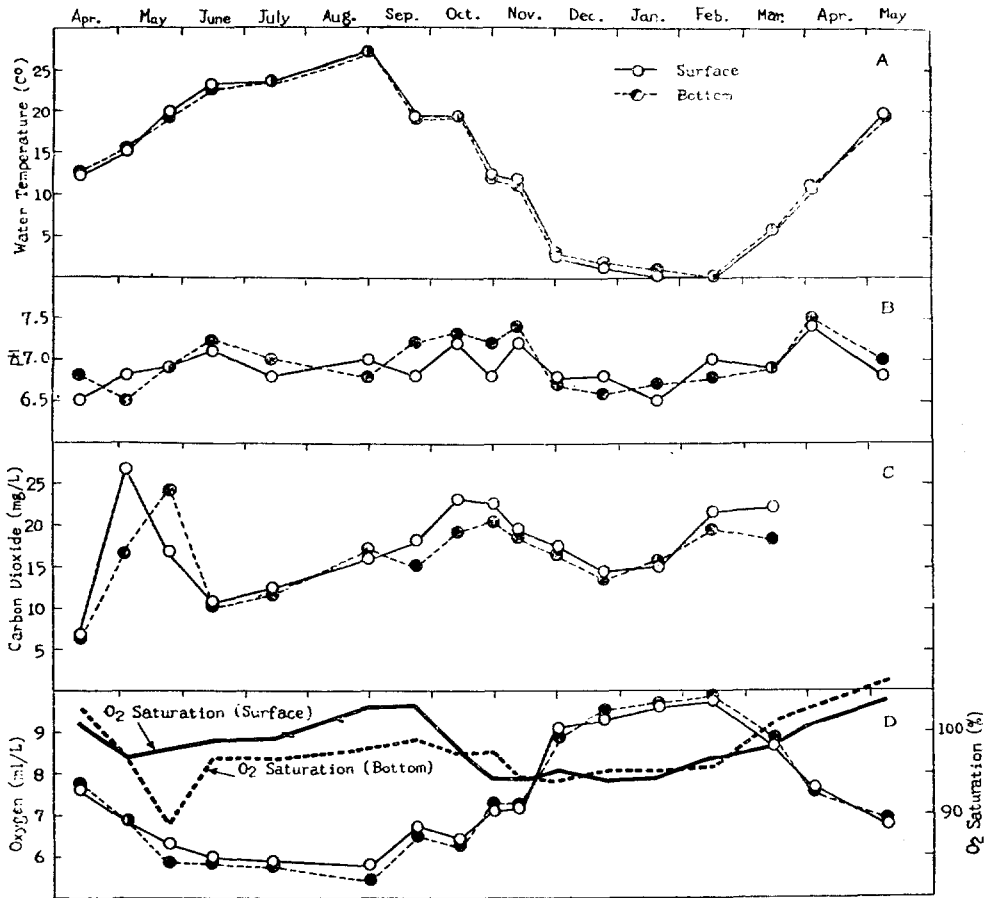


Fig. 1. Seasonal cycles of water temperature, pH, CO₂ and O₂ of the Han River water from 1966 to 1967.

關되는 것이라고 생각된다 (Fig. 1, B).

溶存二酸化炭素량은 年間 6.66~26.84 ml/L (16.38 ml/L)로 變動하고, 上層水에서는 6.82~26.84 ml/L (16.95 ml/L), 下層水에서 6.66~24.42 ml/L 로서, 上層水에서 다소 높은 含量을 나타내고 있다. 4月中旬, 6月中旬에 低值를 이루고, 5月, 10月, 2~3月에 高值를 나타내고 있으나, 一定한 年變化는 規定하기 어렵다 (Fig. 1, C).

溶存酸素량은 年間 5.54~9.83 ml/L (7.48 ml/L)로 變動하고, 上層水에서 5.79~9.75 ml/L (7.49 ml/L), 下層水에서 5.54~9.83 ml/L (7.46 ml/L)이며, 水層에 따른 含量差異는 거의 볼 수 없다. 그러나 溶存酸素량은 水温과 氣壓에 따라 그 含量이 決定되고, 이것에 水中의 酸素의 生産者, 消費者등의 量에 의해서 二次的인 影響을

받게 된다. 一般的으로 水中의 溶存酸素량은 高水温期에 작고, 低水温期에 크며, 여기서도 水温과 溶存酸素量 사이에 깨끗한 相反關係를 보여 주고 있다.

한편 溶存酸素량을 그 飽和度에서 본다면, 이것은 年間 90~106% (97.9%)로 變動하고 있으며, 上層水에서 94.2~104.0% (98.3%), 下層水에서 89.6~106.0% (97.6%)로서 上層水の 飽和度가 약간 높은 傾向이 있다. 季節的으로는 春, 夏, 秋季에 97~103%의 높은 飽和度가 維持되고, 冬季에 95%前後의 飽和度를 나타내고 있으나, 漢江水는 아직 年中 95%以上の 酸素飽和度를 維持하고 있는 健全한 河川水를 이루고 있다는 것을 알 수 있다 (Fig. 1, D).

Table 1. Concentration of nutrients and principal ions of the Han River water.

Item	Surface		Bottom		Whole water	
	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean
W.T. (C°)	0.2 - 27.0	13.3	0.2 - 27.0	13.2	0.2 - 27.0	13.2
pH	6.5 - 7.4	6.91	6.5 - 7.5	6.98	6.5 - 7.5	6.94
O ₂ (ml/L)	5.79 - 9.75	7.49	5.54 - 9.83	7.46	5.54 - 9.83	7.48
O ₂ saturation (%)	94.2 - 104.0	98.3	89.6 - 106.0	97.6	89.6 - 106.0	97.9
CO ₂ (mg/L)	6.82 - 26.84	16.95	6.66 - 24.42	15.81	6.66 - 26.84	16.38
NH ₄ -N (μg-at/L)	0.45 - 7.65	4.33	0.83 - 7.54	3.80	0.45 - 7.65	4.06
NO ₂ -N (μg-at/L)	0.14 - 0.78	0.38	0.12 - 0.90	0.43	0.12 - 0.90	0.40
NO ₃ -N (μg-at/L)	2.90 - 35.00	17.36	3.20 - 35.85	17.95	2.90 - 35.85	17.65
Total Soluble N (μg-at/L)	10.04 - 41.96	22.07	8.83 - 40.89	23.01	8.83 - 41.96	22.54
PO ₄ -P (μg-at/L)	0.09 - 0.44	0.22	0.08 - 0.58	0.25	0.09 - 0.58	0.23
SiO ₂ -Si (mg/L)	3.80 - 15.30	8.49	3.00 - 11.72	8.06	3.80 - 15.30	8.27
Cl (mg/L)	5.02 - 13.07	9.11	5.57 - 12.94	8.91	5.02 - 13.07	8.97
Ca (mg/L)	4.21 - 8.68	6.64	3.66 - 9.11	6.54	3.66 - 9.11	6.59
Mg (mg/L)	1.58 - 9.59	4.61	1.54 - 10.35	5.15	1.54 - 10.35	4.38
BOD (ml/L)	0.50 - 2.14	1.14	0.10 - 1.95	0.93	0.10 - 2.14	1.03
COD (KMnO ₄ mg/L)	0.88 - 5.00	2.45	1.00 - 6.82	2.62	0.88 - 6.82	2.53
Fe (μg/L)	18.5 - 82.8	49.9	18.5 - 77.7	49.8	18.5 - 82.8	49.9
Mn (μg/L)	15.0 - 52.0	32.0	15.0 - 58.0	31.0	15.0 - 58.0	32.0
Cu (μg/L)	0.36 - 4.66	1.54	0.30 - 3.42	1.37	0.30 - 4.66	1.45

2. 榮養鹽類의 年變化

漢江下流水域의 암모니아, 亞窒酸鹽, 窒酸鹽, 可溶性窒素의 全量, 磷酸鹽 및 硅酸鹽 등의 年變化는 Table 1 및 Fig. 2와 같다.

이 중 암모니아는 年間 0.45~7.65 μg-at/L (4.06 μg-at/L)로 變動하고, 上層水에서 0.45~7.65 μg-at/L, 下層水에서 0.83~7.54 μg-at/L (3.80 μg-at/L)로서, 上層水의 含量이 다소 높다. 암모니아의 含量은 年間을 通해서 不規則하게 增減되고 있으나, 春, 夏季에 높고, 秋, 冬季에 낮은 傾向이 있다. 最少値는 12月初旬의 약 0.5 μg-at/L, 最高値는 8月末과 1月下旬의 약 7.5 μg-at/L 이었다 (Fig. 2, A).

亞窒酸鹽은 年間 0.12~0.90 μg-at/L (0.40 μg-at/L)의 範圍로 變動하고, 上層水에서 0.14~0.78 μg-at/L (0.38 μg-at/L), 下層水에서 0.12~0.90 μg-at/L (0.43 μg-at/L)로서, 下層水에서 약간 높은 含量을 나타내고 있다. 季節의으로는 春, 夏, 秋季에 낮고, 冬季에 높으며, 그 量은 可溶

性 窒素分 중 가장 量이 적고, 酸化에 의하여 可溶性 窒酸鹽으로 變化하는 成分이다 (Fig. 2, B).

窒酸鹽은 年間 2.90~35.85 μg-at/L (17.65 μg-at/L)의 範圍로 變動하고, 上層水에서 2.90~35.00 μg-at/L (17.36 μg-at/L), 下層水에서 3.20~35.85 μg-at/L (17.95 μg-at/L)로서, 上層水에서 다소 含量이 높다. 季節의으로는 春, 秋季에 낮고, 夏, 冬季에 높으며, 初冬季부터 增加되는 量은 3月中旬의 解氷期에 年間最高値인 36 μg-at/L에 達하여 漸減되나, 이것은 春, 秋의 植物플랑크톤의 大增殖現象과 密接한 關係가 있는 것이며, 이때 春季에는 약 2.5 μg-at/L, 秋季에는 7~13 μg-at/L 정도까지 窒酸鹽이 消耗된다 (Fig. 2, C).

암모니아, 亞窒酸鹽, 窒酸鹽을 合한 可溶性 窒素의 全量은 年間 8.83~41.96 μg-at/L (22.54 μg-at/L)로 變動하고, 上層水에서 10.04~41.96 μg-at/L (22.07 μg-at/L), 下層水에서 8.83~40.89 μg-at/L (23.10 μg-at/L)로서, 역시 下層水의 含量이 약간 優勢하고, 그 趨勢는 3者中 가장 量이 많은

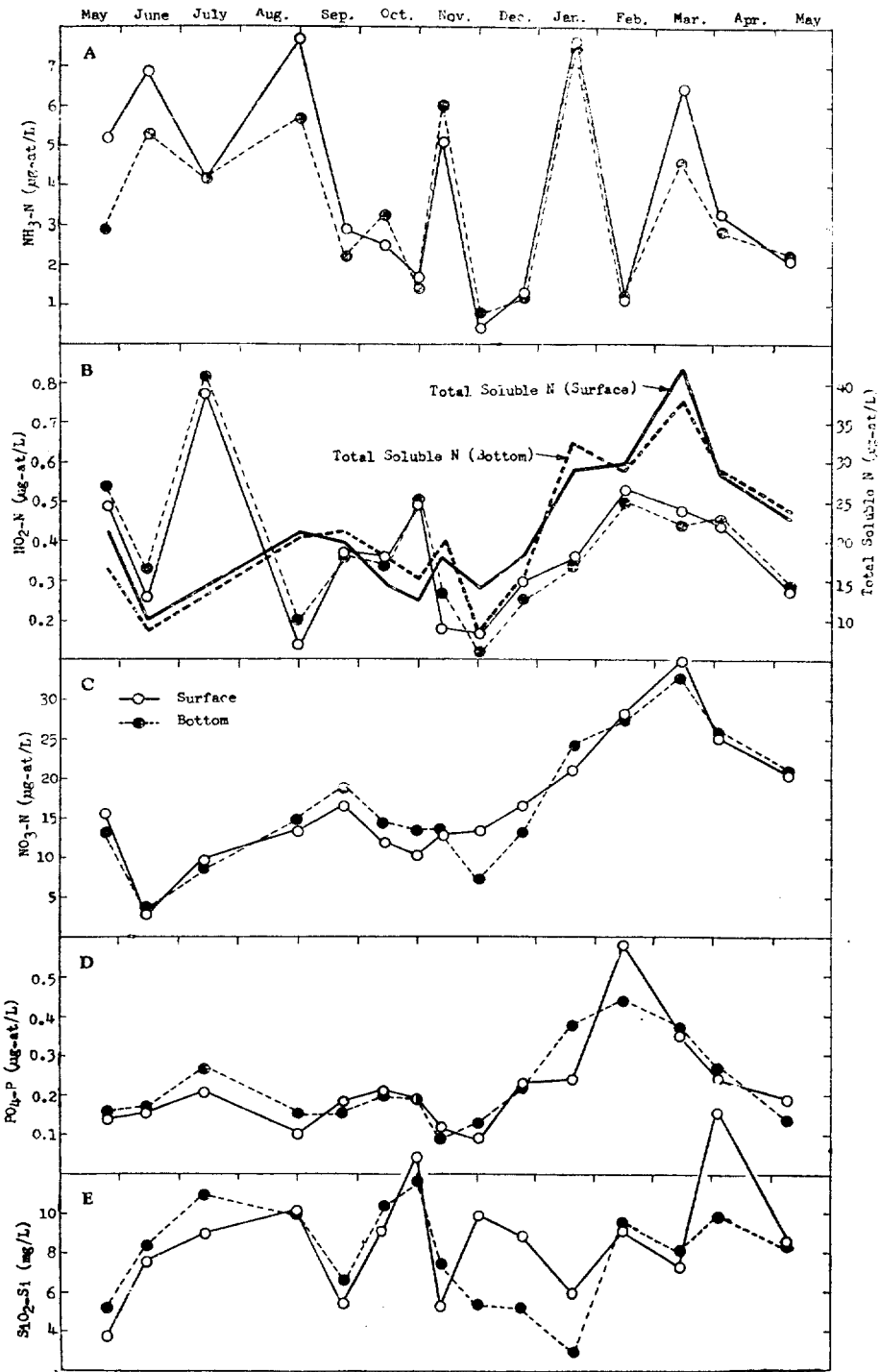


Fig. 2. Seasonal cycles of nutrients of the Han River water from 1966 to 1967.

窒酸鹽의 消長傾向에 支配된다. 따라서 季節的變動도 窒酸鹽의 그것과 大同小異하지만 春, 秋季에는 10~15 $\mu\text{g-at/L}$ 까지 低落되고, 夏季에는 약 20 $\mu\text{g-at/L}$, 冬季에는 약 40 $\mu\text{g-at/L}$ 까지 增加하는 年間變動을 하고 있다(Fig. 2, B).

磷酸鹽은 年間을 통해서 0.09~0.58 $\mu\text{g-at/L}$ (0.23 $\mu\text{g-at/L}$)의 範圍로 變動하고, 上層水에서 0.09~0.44 $\mu\text{g-at/L}$ (0.22 $\mu\text{g-at/L}$), 下層水에서 0.09~0.58 $\mu\text{g-at/L}$ (0.25 $\mu\text{g-at/L}$)로서, 下層水의 含量이 약간 높다. 季節的으로는 春, 夏, 秋季에 걸쳐 0.1~0.2 $\mu\text{g-at/L}$ 로서 거의 一定含量을 보여 주고, 冬季에 急增되어 2月中甸에는 年間 最高值인 0.4~0.6 $\mu\text{g-at/L}$ 에 이르러나, 春, 秋季의 植物플랑크톤의 大増殖期에는 磷酸鹽은 한층 더 消耗되어 0.09~0.15 $\mu\text{g-at/L}$ 정도로 低落되는 것이 注目된다 (Fig. 2, D).

硅酸鹽은 年間 3.80~15.30 mg/L (8.27 mg/L)로 變動하고, 上層水에서 3.80~15.30 mg/L (8.49 mg/L), 下層水에서 3.00~11.72 mg/L (8.06 mg/L)로서, 上層水의 含量이 많은 傾向이 있고, 그 季節變動은 뚜렷한 規定을 지을수없는 不規則한 變動을 하고 있으며, 年間 最高值는 解氷期의 15.30 mg/L 이고, 最低值는 1月中甸의 3.00 mg/L 이었다 (Fig. 2, E).

3. 主要이온類와 BOD, COD의 年變化

漢江下流水域에서의 Cl, Ca, Mg, BOD 및 COD의 年變化는 Table 1 및 Fig. 3과 같다.

Cl는 年間을 통해서 5.0~13.1 mg/L (9.6 mg/L)의 範圍로 變動하고, 上層水에서 5.0~13.1 mg/L (9.1 mg/L), 下層水에서 5.4~12.9 mg/L (8.9 mg/L)로서, 上, 下層水의 差異는 거의 없으며, 季節的變動도 明白치 않다. 다만 1966년에는 11月을 除外하면 年間的 含量은 5~8 mg/L로서 거의 一定하였으나, 同年 11月과 1967年初에서 5月까지는 10~13 mg/L程度로 增加되어 低落되지 않은 傾向이 보이는 것이 注目되며, 이것은 어떠한 Cl의 汚染源이 있었다는 것이 推測된다(Fig. 3, A).

Ca量은 年間을 통해서 3.7~9.1 mg/L의 範圍로 變動하고, 上層水에서 4.2~8.7 mg/L (6.6 mg/L), 下層水에서 3.7~9.1 mg/L (6.5 mg/L)

로서 거의 含量의 差異가 없으며, 季節的으로는 秋, 冬季에 높고, 春季와 初冬季에 낮았으나, 그 理由는 分明치 않다. 年間的 最高值는 初秋와 2月中甸의 8~10 mg/L이었고, 最低值는 12月の 3.5~4.5 mg/L이었다 (Fig. 3, B).

Mg量은 年間을 통해서 1.5~10.4 mg/L의 範圍로 變動하고, 上層水에서 1.6~9.6 mg/L (4.6 mg/L), 下層水에서 1.5~10.4 mg/L (5.2 mg/L)로서, 下層水의 含量이 다소 높다. 季節的으로는 春, 夏, 秋季를 통해서 1~3 mg/L로 거의 一定量이 維持되다가, 冬季에 增加되어, 이때는 8~10 mg/L의 含量에 이르러, 春季에서 夏季에 걸쳐 低落되는 年變化를 보여주고 있다 (Fig. 3, C).

BOD는 年間을 통해서 0.10~2.14 ml/L (1.03 ml/L)의 範圍로 變化하고 있고, 上層水에서 0.50~2.14 ml/L (1.14 ml/L), 下層水에서 0.10~1.95 ml/L (0.93 ml/L)로서 上層水의 BOD가 다소 높고, 晩春에서 夏季, 秋季에 낮고, 冬季에 큰 年變化를 이루고 있다. 年間的 最低值는 春, 夏, 秋季의 0.3~0.9 ml/L이고, 그 最高值는 冬季의 1.5~1.9 ml/L이었다 (Fig. 3, D).

COD는 年間을 통해서 0.9~6.8 mg/L (1.5 mg/L)로 變動하고, 上層水에서 0.9~5.0 mg/L (2.5 mg/L), 下層水에서 1.0~6.8 mg/L (2.6 mg/L)로서 거의 差異가 없고, 年間을 통해서 다소 不規則한 變動을 하고 있으며, 最少值는 7月과 秋, 冬季의 약 1 mg/L, 最高值는 3月中甸의 5~7 mg/L이었다 (Fig. 3, E).

4. Fe, Mn, Cu量의 年變化

漢江下流水域에서의 Fe, Mn, Cu量의 年變化는 Table 1, Fig. 4와 같다.

Fe量은 年間 19~83 $\mu\text{g/L}$ (50 $\mu\text{g/L}$)의 範圍로 變動하고, 上層水에서 19~83 $\mu\text{g/L}$ (50 $\mu\text{g/L}$), 下層水에서 19~78 $\mu\text{g/L}$ (50 $\mu\text{g/L}$)로서 거의 含量의 差異가 없고, 季節的으로는 晩春에서 秋季에 걸쳐 含量이 높고, 冬季에 적다. 이것은 增水期에 含量이 크고 (60~80 $\mu\text{g/L}$), 渴水期에 含量이 적은 (30~50 $\mu\text{g/L}$) 年變化를 이루고 있다 (Fig. 4, A).

Mn量은 年間 15~58 $\mu\text{g/L}$ (32 $\mu\text{g/L}$)의 範圍로 變動하고, 上層水에서 15~52 $\mu\text{g/L}$ (32 $\mu\text{g/L}$), 下層水에서 15~58 $\mu\text{g/L}$ (31 $\mu\text{g/L}$)로서 거의 含

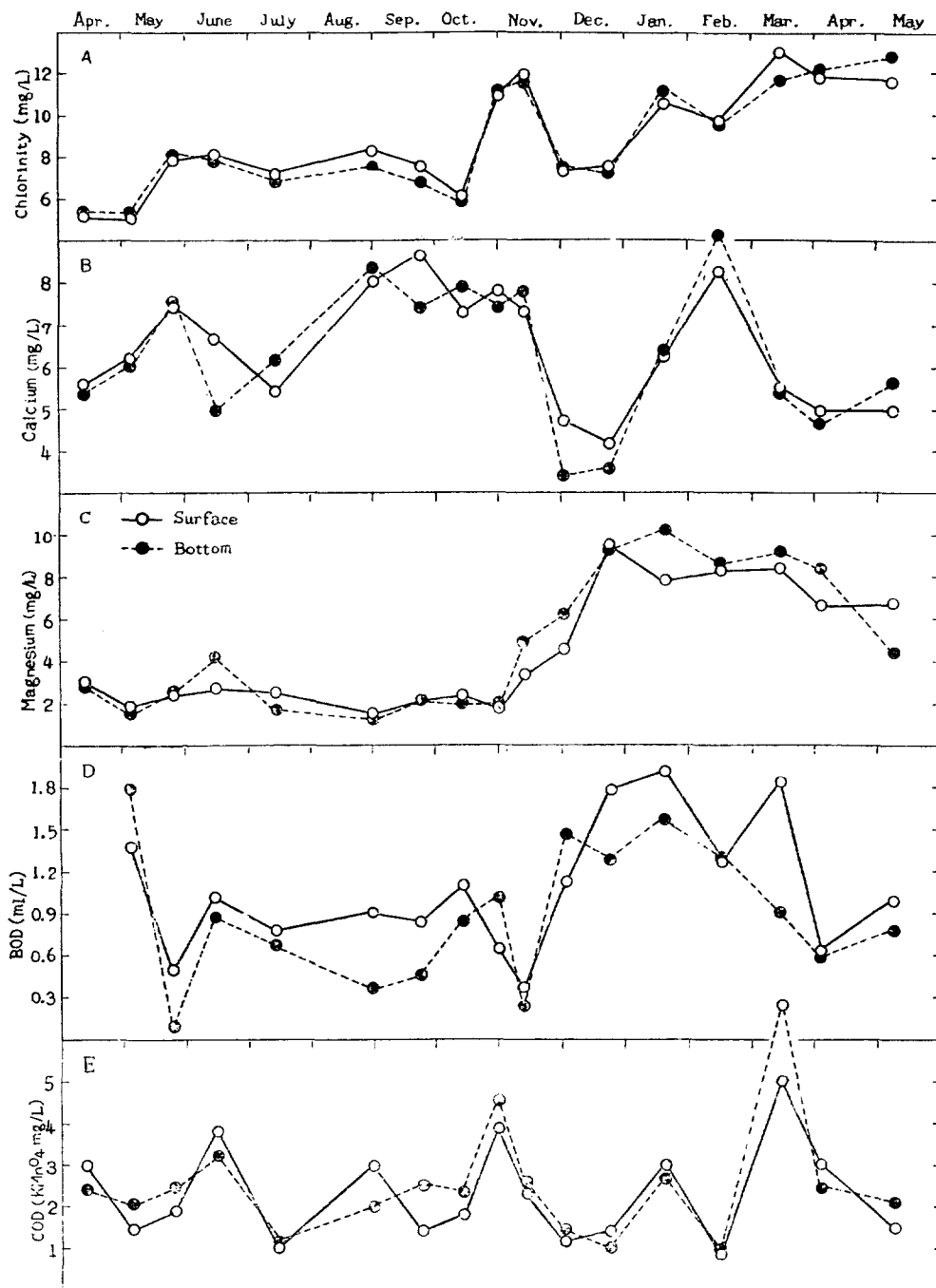


Fig. 2. Seasonal cycles of Cl, Ca, Mg, BOD and COD of the Han River water from 1966 to 1967.

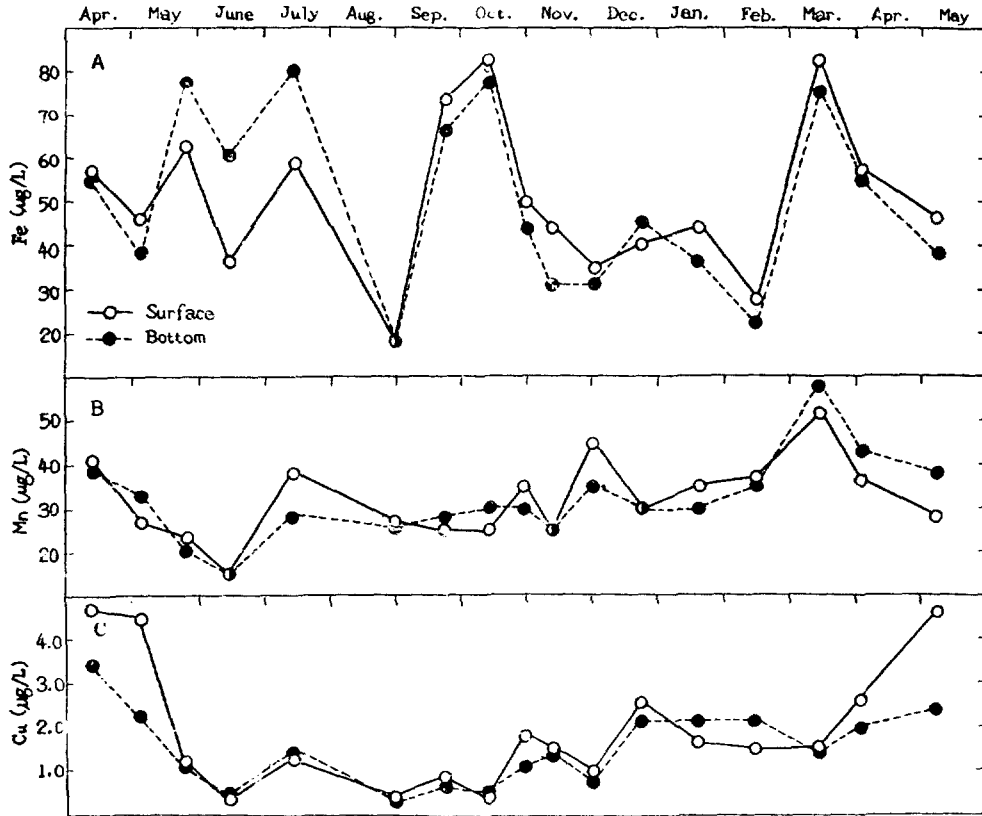


Fig. 4. Seasonal cycles of soluble iron, manganese and copper contents of the Han River water from 1966 to 1967.

량의 差異가 없으며, 年間을 通해서 15~35 µg/L의 含量을 나타내나, 解雪, 解氷期인 3月中旬에 50 µg/L 以上の 高値를 나타냈었다 (Fig. 4, B). 그러나 Mn 量은 增水期에 적고, 渇水期에 많은 傾向이 보인다.

Cu 量은 年間을 通해서 0.3~4.7 µg/L (1.5 µg/L)의 範圍로 變動하고, 上層水에서 0.4~4.7 µg/L (1.5 µg/L) 下層水에서 0.3~3.4 µg/L (1.4 µg/L)로서 거의 差異가 없으며, 晩春에서 秋季까지는 0.5~1.5 µg/L의 低値를 나타내고, 冬季에는 1.5~2.5 µg/L의 高値를 나타내, Mn과 같이 增水期에 적고, 渇水期에 含量이 많은 傾向이 있다. 그러나 4~5月的 3.5~4.5 µg/L의 異常高値의 出現은 그 理由가 分明치 않다 (Fig. 4, C).

考 察

河川, 湖沼등의 自然水에는 地殼에 包含되어

있는 모든 物質을 어느程度는 溶解시키고 있으며, 따라서 이것들은 各個 特有的 物理, 化學의 特性을 지니고 있는 것이라고 할수 있다. 水溫은 棲息生物의 生存과 分布에 直接, 間接의 重要한 役割을 할뿐 아니라, 水속에서의 化學作用에도 密接한 關係가 있고, 透明度는 플랑크톤類 및 各種 浮遊粒子物質의 含量을 單的으로 表現하는 하나의 尺度가 되고, 水의 pH와 溶存酸素 및 二酸化炭素는 生物의 生存과 成長에도 關係 하면서도 相互間에 關連하여, 다른 鹽類의 溶解를 支配하는 要因이 되고 있다. 內水面의 陸水學의 研究에 있어서 Hutchinson (1957)은 먼저 溶存酸素量과 透明度의 把握은 다른 어떤 化學的 分析資料보다 그 水質特性을 가장 單的으로 表現할수 있는 重要한 尺度가 된다고 하였다.

漢江下流水域은 12月末에서 3月中旬까지는 結氷期이고, 廣나루에서의 年間 水溫變動은 0.2

~27.0°C 이고, 그年間較差는 약 27°C 가 되며, 年間的 平均水溫은 13.2°C 가 된다.

pH는 年間 6.5~7.5로 變動하고, 그 平均値는 6.94, 거의 中性에 가까운 中庸한 自然水를 이루고 있다.

溶存酸素量은 年間 5.54~9.84 ml/L로 變動하고, 最低値는 8月末의 高水溫時에, 그리고 最高値는 2月中旬의 最低水溫時에 이루어지며, 이것은 그 物理, 化學的인 性質에 따라 水溫曲線과 負의 相關을 갖는 規則的인 含量曲線을 作아내고 있다. 그리고 溶存酸素의 飽和度는 特히 春, 秋季에 過飽和狀態가 되고, 晩秋에서 冬季에 약간 低下되나, 年間 90%의 飽和度를 下廻하지 않는 健全한 河川水를 이루고 있는 것이 特徵이다. 광나루 下流域, 북섬, 漢江橋 또는 河口쪽의 水質은 아직 調査를 達成하지를 못했으나, 적어도 광나루까지의 漢江水는 酸素의 含量만으로서도 대단히 淸淨하다는 決論을 내릴수가 있다. 이것은 New York의 Hudson 江口에서는 1850年代에 거의 100%의 酸素飽和度를 갖던것이 1910年 때에는 약 70%로, 1916년에는 45%, 1937년에는 40%로 低落되고, 또 London의 Thames 江口에서는 1890年代에 벌써 酸素飽和度는 30%로 低落되어, 1910年代에는 약 25%, 1920年代에는 0~5%로 떨어지게 된 歷史(Torpey, 1967)를 우리는 充分히 留意하여야 할 것이다. 물론 이것들은 人口의 增加와 産業發達에 의한 水質汚濁이 일어난것이고, 이것에 適切한 都市廢水의 産業廢水의 處理가 隨伴되지 않았던 結果라고 할 수 있다.

물속에 溶解 또는 包含되는 암모니아, 亞窒酸鹽, 窒酸鹽, 磷酸鹽 및 硅酸鹽등은 水中植物의 成長에 必須한 基本的인 榮養鹽을 이루고 있으며 이것들의 地化學的인 循環은 Hutchinson (1957), Sawger (1965), Mackenthun (1965 a, b), Feth (1966)등의 論文 또는 綜說에서 잘 理解할수 있다. 이것들의 主成分인 窒素, 磷, 硅素등은 모두 地球上에 널리 分布하고 있고, 이 중 窒素는 大氣圈만에도 약 400萬톤이 包含되어, 이것은 地表 1 m²當 7,733 kg에 該當되는 量이 된다. 磷과 그 化合物은 大氣圈에는 稀少하나, Van Wazer (19

61)에 의하면 地殼에는 10¹⁹톤에 達하는 磷의 供給源이 있다고 推定하였고, 硅素는 地殼의 岩石과 土壤의 60%以上이 二酸化硅素(SiO₂)로 形成되고 있으므로 이것도 거의 無限한 供給源이 된다. 生物體 또는 其他 有機體物質이 分解하여, 이것들이 酸化됨에 따라 암모니아, 亞窒酸, 窒酸으로 되는 過程은 周知한 바이지만, 人間集團에 의한 二次的인 投加가 없더라도 地表를 씻어 내리는 河川水에는 相當量의 榮養鹽類가 包含된다.

광나루의 漢江水에서는 암모니아는 年間 0.5 (12月初)~7.7 μg-at/L (8月末)로 變動하고, 年間平均値는 4.1 μg-at/L 이나, 뚜렷한 季節的變化는 規定지을수가 없다.

亞窒酸鹽은 그 量이 많지 않으며, 年間 0.12 (12月初)~0.90 μg-at/L (12月末)로 變動하고, 大體的으로 夏季에 적고 冬季에 많다.

窒酸鹽은 年間 2.9 (6月中旬)~35.9 μg-at/L (3月中旬)로 變動하고, 春季와 秋季에 低値를 이루고, 夏季에 일단 增加되어, 冬季에 年間的 最高値를 이루는 規則있는 季節的消長을 보여주고 있다. 이것은 前報에서 詳論한 植物플랑크톤의 春季, 秋季의 大增殖現象과 關連을 갖는 相反現象이라고 할 수 있다.

암모니아, 亞窒酸, 窒酸을 合한 可溶性 窒素化合物의 全量은 3者중 가장 量이 優勢한 窒酸鹽의 消長에 支配되어, 이것과 거의 같은 年間消長을 보여주고 있다.

磷酸鹽은 年間 0.09 (11月中~下旬)~0.57 μg-at/L (2月中旬)으로 變動하고, 春, 夏, 秋季에는 0.1~0.2 μg-at/L로서 거의 變動이 없는것 같으나, 晩春과 晩秋에 含量이 低下되고, 冬季에 激增되는 年間消長을 보이고 있어, 이것도 窒酸鹽과 같이 植物플랑크톤의 大增殖期에는 含量이 줄어지는 關係가 있다. 이러한 榮養鹽類들은 特히 春, 秋季의 植物플랑크톤의 大增殖期末에는 大體的으로 低落되며, 特히 可溶性 全窒素量이 10~15 μg-at/L까지 消耗되고, 磷酸鹽이 0.09~0.15 μg-at/L로 低落되는 것이 植物플랑크톤의 增殖을 制御한 制限要因으로 作用했나 아닌가는 조금 더 慎重히 檢討해보아야 할 問題라고 생각된다.

Table 2. Estimate of nutrient contribution from various sources in U.S.A.
(by Task Group Report, 1967)

Source	Nitrogen		Phosphorus	
	1,000 tons/year	Usual concentration in discharge(mg/L)	1,000 tons/year	Usual concentration in discharge (mg/L)
Domestic waste	499.0- 725.7	18-20	90.7- 227.8	3.5 -9
Industrial waste	>453.6	0-10,000	*	*
Rural runoff of agricultural land	680.6-6805.9	1-70	54.5- 544.3	0.05-1.1
Rural runoff of non-agricultural land	181.4- 862.9	0.1-0.5	68.1- 340.3	0.04-0.2
Farm animal waste	>453.6	*	*	*
Urban runoff	49.9- 499.0	1-10	5.0 -77.1	0.1 -1.5
Rainfall	13.6- 268.6	0.1-2.0	1.4 - 4.1	0.01-0.03

* Insufficient data available to make estimate.

Table 3. River discharges and nitrate nitrogen contents in the Han River and U.S. Rivers.

River	Discharges (cfs/sq·mi)		NO ₃ -N content (mg/L)
	Range	Mean discharge	
25 of small size rivers	0.01-0.099	0.035	0.79
51 of medium size rivers	0.10-0.99	0.48	0.64
33 of large size rivers	1-2.34	1.42	0.48
Han River	0.0014-0.3790	0.0135	0.25

다.

硅酸鹽은 年間 3.0 (1月中旬)~15.3 mg/L (4月初)로 變化하고 있으며, 이것은 뚜렷한 季節的變動을 볼수가 없었다.

그런데 營養鹽類의 適當한 含量은 水中植物의 成長과 繁殖에 必須인 것이나, 過대한 量은 이것들의 過대한 繁殖을 招來하여 飲料水로서의 맛과 냄새를 惡化시키고, 濾過에 많은 經費를 들게하고, 또 各種 産業用水로서의 使用에 支障을 갖어오게 된다. American Water Work Association의 Task Group Report (1966)에 의하면, 벌써 美國에서는 地表水를 水源으로 하는 56%의 飲料水源地에서 上記와 같은 難問題에 逢着하고 있고, 産業用水處理에서도 營養鹽類의 效果의 除去는 極히 어려운 問題로 되어있다. 이것과 關連하여 Task Group Report (1967)에 의한 美國에서의 河川水系에 投入되는 有機態 窒素와 磷의 化合物量의 實態는 Table 2에서 볼수 있는 興味있는 結果를 알려주고 있다. 이것에 의하면 農耕地를 洗流하여 投入되는 窒素와 磷의 化合

物의 量도 적지 않지만 一般家庭廢水, 工業廢水에서도 相當한 量이 投入되고 있다는 事實이다. 또 Feth (1966)에 의한 美國의 大小 109個 河川水의 窒酸鹽의 含量은 Table 3과 같다. 大河川水에서 含量이 적고, 小河川에서 含量이 크나, 이것은 많은 二次的인 汚染이 있는 것을 證明하고 있으며, 광나루의 우리漢江水의 窒酸鹽含量은 美國의 33個 大河川水의 平均値의 半정도에 지나지않은 極히 健全한 狀態에 있는 것은 多幸한 일이라고 하겠다.

그리고 天然水에 溶解되어 있는 主要이온類로서는 Cl, Mg, Ca, 其他 微量 金屬類가 있으며, 이것들도 모든 生物體의 生存과 密接한 關係가 있고, 특히 水中의 微量金屬類는 飲料水로서의 利用面에서 우리의 保健과도 密接한 關係가 있으며 (Dubois and Geiting, 1959; Dreisbach, 1961; U.S. Public Health Service, 1962; Taylor, 1963; Warren, 1965 등), 한편 그 含量은 各種 産業用水로서도 各段階의 制限量이 要求되고 있다.

近來 先進國家에서는 各種 産業廢水에 의한 河

Table 4. Comparison of some ion contents (mg/L) in the Han River and world rivers.

River	Cl	NO ₃ -N	Ca	Mg	Si
Potomac R. (above Great falls)	3.30	0.86	23.02	5.40	3.09
Mississippi R. (New Orleans)	10.31	0.60	34.03	8.93	5.47
Amazon R. (between Narrows and Santarem)	2.27	—	12.46	1.52	5.18
Thames R. (Thames Ditton)	14.14	0.52	81.87	5.30	4.14
Rhine R. (Basel)	0.95	—	55.66	4.76	1.00
Elbe R. (Tetschen)	8.69	0.47	30.86	5.37	4.94
Danube R. (12km below Dassau)	4.14	0.49	45.85	11.61	0.19
Nile R. (below Cairo)	3.37	—	15.84	8.79	9.39
Han R. (Kwangnaru)	8.97	0.25	6.59	4.38	8.27
Rain water *	0.5	0.2	0.1-10	0.1	—

* from Hutchinson (1957).

Table 5. Comparison of some trace elements in the Han River and various water systems in U.S.A. (1958-1962).

River system	Range (μg/L)		
	Fe	Mn	Cu
Han River	18.5-82.8	15-58	0.3-4.7
Ohio River	5-100	6-30(100)	1-100(300)
Colorado River	10-300	—	2- 50(600)
Missouri River	4-200(500)*	—(80)	1- 50(400)
Mississippi River	6-100(700)	9-50(100)	1-100(600)
Columbia River	2- 90(300)	3-5(70)	1- 50(100)
Great Lakes	3-90	5-5	1- 50(200)

* Figures in parenthesis show an unusual values.

川, 湖沼水の Cl, Na 이온 增加現象이 顯著하게 나타나고 있고, 美國의 Ontario 湖에서는 1907 年에서 1966 年까지의 약 60 年동안에 Cl 이온은 7 mg/L 에서 27 mg/L 로 되어 무려 4 배가 增加되어, 湖水속의 많은 生物相에 많은 影響을 주고 있다 (Dobson, 1967).

BOD 는 年間 0.10 (5月末)~2.14 ml/L (12月初)로 變動하고, 春, 夏, 秋季에 낮고 冬季에 높으며, 特히 12 月에서 1 月에 걸친 高値는 다음의 COD 의 傾向과 關連하여 볼때, 單純한 有機質의

增加때문이 아니고, 細菌類의 增加에서 일어난 現象이라고 分析되나, 이것이 一時的 現象인지 아닌지는 以後의 資料에서 解明되겠다. BOD 가 1.8 ml/L 가 넘는 것은 飲料水規定을 넘어서게 된다 (U.S. Pub. Health Serv., 1962).

世界 主要河川의 Cl, Ca, Mg, Si 등의 含量 (Clark, 1924)과 漢江水의 그것의 對比는 Table 4 와 같다. Clark 의 資料는 1900 年 前後에서 1920 年頃까지의 世界의 資料를 整理한 것이므로 그 後 많은 水質의 變化가 있었겠지만, 各 河川의

水質惡化 初期의 水質狀態라고 理解한다면 漢江水의 水質과 興味있는 比較를 할 수 있다. Cl의 含量도 數十年前의 Rhine, Amazon 江보다는 높지만, 다른 江들에 比하면 絶對로 높지 않고, Ca의 含量은 壓頭의으로 낮아 漢江水의 軟水의인 特性을 如實히 나타내고 있고, Si는 이것들보다 다소 높은 値를 나타내고 있다.

漢江 下流水의 Fe, Mn, Cu의 含量을 主要 美國 河川水의 그것 (Kroner and Kopp, 1965)과 對比하면 Table 5와 같다. Fe는 300 $\mu\text{g/L}$ 이상에서는 물의 맛을 惡化시키고, 織物染色에 支障을 주게되며, Mn도 50 $\mu\text{g/L}$ 이상에서는 染色의 品質管理에 支障이 있게되고, Cu는 微量은 人體에도 必須한 元素이나, 1,000 $\mu\text{g/L}$ 이상에서는 肝에 障害를 招來한다. 漢江水의 Fe의 低値는 美國의 河川水의 그것보다 다소 높으나, 高値는 그것보다 낮고, Mn은 比較的 量이 많아, 美國의 飲料水規定의 上限値 100 $\mu\text{g/L}$ (U.S.Public Health Service, 1962)에 肉迫하고 있으며, Cu의 量은 美國의 河川水의 量에 比해 1/10~1/20에 지나지 않은 좋은 水質을 維持하고 있다.

以上과 같은 結果로 보아, 現在 光나루까지의 漢江水의 水質은 아직 極히 健全하다. 이 事實은 多幸하게도 우리나라 全體의 河川水가 아직 人爲的인 汚染을 그다지 받지 않는 處女狀態에 있다는 것을 暗示하는 하나의 根據를 준다. 그러나 이것은 強力한 水質保存策을 講究해서가 아니라, 아직 未發達한 社會가 갖어온 自然的인 結果라고 할 수 있으며, 將次 人口의 增加와 諸般 産業의 發展에 따라서는 이것들이 急進의으로 汚染되어갈 危險性을 內包하고 있다. 先進國에서는 地表水의 水質管理를 本格化하였을때는, 이미 벌써 各種成分이 그 許容量을 넘고 있었던 예가 적지 않았다. 우리는 漢江, 洛東江, 錦江 등의 河川水를 Thames 江, Hudson 江 또는 隅田川에서 보는바와 같은 죽은 물로 만들어서는 안될 것이며, 이것들의 水資源은 恒久的의으로 保存되어, 多面的인 活用に 支障이 없도록 努力하여야 할 것이다.

文 獻

- 崔 相·鄭兌和·郭熙相 (1968). 漢江下流水域의 基礎生産과 植物플랑크톤의 色素量의 年變化. 韓國海洋學會誌, 3(1), 16-25.
- Clark, F. W. (1924). The data of geochemistry. Geological Survey Bull. 770, 5th ed., (1959 reprint), 63-121.
- Dobson, H. H. (1967). Principal ions and dissolved oxygen in Lake Ontario. Proc. 10th Conf. Great Lakes Res., 337-356.
- Dreisbach, R. H. (1961). *Hand-book of poisoning; Diagnosis and treatment*. Longe Medical publications, Lostos, Calif.
- Dubois, K. P. and E. M. Geiting. (1959). *Text-book of toxicology*. Oxford Univ. Press, New York.
- Feth, J. H. (1966). Nitrogen compounds in natural water-A review. Water Resources Res., 2(1), 41-58.
- Hutchinson, G. E. (1957). *A treatise on limnology. Vol. 1*, John willy and Sons Inc., New York.
- Kroner, R. C. and J. F. Kopp. (1965). Trace elements in six water systems of the United States. J. Am. Water Works Asson., 57, 150-156.
- 倉茂英次郎·太田扶桑男 (1944). 朝鮮における 主要河川の水中溶存榮養鹽類. 第1報, 夏季及び秋季の成績並びに内地滿洲の河川との比較的考察. 日本海洋學會誌, 3(4), 225-231.
- Mackenthun, K. M. (1965a). Nitrogen and phosphorus in water. An annotated selected bibliography of their biological effects. U. S. Pub. Health Serv., Publ. No. 1305.
- Mackenthun, K. M. (1965b). The effects of nutrients on photosynthetic oxygen production in lakes and reservoirs. Symposium on streamflow regulation for quality control. Report A. Taft Sanitary Eng. Center Publ. No. 999-WP-30.
- 西條八東 (1962). 湖沼調査法. 古今書院, 東京.
- Sandell, E. B. (1959). *Colorimetric determination of trace of metals*. 3rd ed., Interscience Publ. Inc., New York.
- Sawger, C. N. (1965). Problems of phosphorus in water supplies. J. Am. Water Works Asson., 57, 1431-1439.
- Strickland, J. D. H. and T. R. Parsons. (1960). A manual of sea water analysis. Fish. Res. Bd. Canada,

- Bull. No. 125, 61-69.
- Task Group 2610 P Report. (1966). Nutrient associated problems in water quality and treatment. J. Am. Water Works Asson., **58**, 1337-1355.
- Task Group 2610 P Report. (1967). Sources of nitrogen and phosphorus in water supplies. J. Am. Water Works Asson., **59**, 344-366.
- Taylor, F. B. (1963). Significance of trace elements in public, finished water supplies. J. Am. Water Works Asson., **55**, 619-623.
- Torpey, W. N. (1967). Response to pollution of New York harbor and Thames estuary. J. Water Pollution Control Fed., **39(11)**, 1797-1809.
- U. S. Public Health Service. (1962). Drinking water standards. U. S. Pub. Health Serv., Publ. No. 956, U. S. Govt. Printing Office, Washington, D. C.
- Van Wazer, J. R. (1931). *Phosphorus and its compounds. Vol. II*, Technology, biological functions, and applications. Interscience Publishers Inc., New York.
- Warren, H. V. (1965). Medical geology and geography Science, **148**, 534-539.