

**REKAMAN SEJARAH SEDIMENTASI MERKURI PADA DANAU
EUTROFIK DANGKAL: DAMPAK DARI AKTIVITAS MANUSIA
DAN PERUBAHAN IKLIM**

TUGAS AKHIR TERJEMAHAN ARTIKEL JURNAL ILMIAH

Diajukan Oleh:

SAKH DIAH

NIM. 150702023

**Mahasiswa Fakultas Sains dan Teknologi
Program Studi Teknik Lingkungan**



**FAKULTAS SAINS DAN TEKNOLOGI
UNIVERSITAS ISLAM NEGERI AR-RANIRY
DARUSSALAM-BANDA ACEH
2020 M / 1441 H**

LEMBAR PERSETUJUAN

REKAMAN SEJARAH SEDIMENTASI MERKURI PADA DANAU EUTROFIK DANGKAL: DAMPAK DARI AKTIVITAS MANUSIA DAN PERUBAHAN IKLIM

TUGAS AKHIR TERJEMAHAN ARTIKEL JURNAL ILMIAH

Sesuai dengan Keputusan Rektor Universitas Islam Negeri Ar-Raniry Banda Aceh
Nomor 14 Tahun 2020 tentang Pedoman Pelaksanaan Penyelesaian Tugas Akhir
Mahasiswa Strata (S-1) Universitas Islam Negeri Ar-Raniry Banda Aceh pada
Masa Tanggap Darurat Corona Virus Disease 2019 (Covid-19)
Diajukan kepada Fakultas Sains dan Teknologi
Universitas Islam Negeri Ar-Raniry Banda Aceh
Sebagai Beban Studi Memperoleh Gelar Sarjana dalam Ilmu Teknik Lingkungan

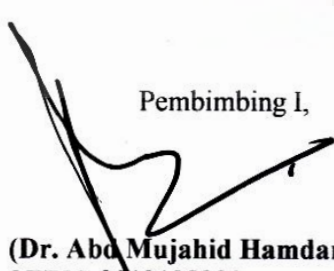
Oleh

**SAKHDIYAH
NIM. 150702023**

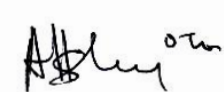
Mahasiswa Fakultas Sains dan Teknologi
Program Studi Teknik Lingkungan

Disetujui Oleh:

Pembimbing I,


(Dr. Abd. Mujahid Hamdan, M.Sc.)
NIDN. 2013128901

Pembimbing II,


(T. Muhammad Ashari, M.Sc.)
NIDN. 2002028301

LEMBAR PENGESAHAN

**REKAMAN SEJARAH SEDIMENTASI MERKURI PADA DANAU
EUTROFIK DANGKAL: DAMPAK DARI AKTIVITAS MANUSIA DAN
PERUBAHAN IKLIM**

TUGAS AKHIR TERJEMAHAN ARTIKEL JURNAL ILMIAH

**Telah Diuji oleh Panitia Ujian Munaqasyah Tugas Akhir
Fakultas Sains dan Teknologi UIN Ar-Raniry dan dinyatakan Lulus
Serta Diterima Sebagai Salah Satu Beban Studi Program Sarjana (S-1)
Dalam Ilmu Teknik Lingkungan**

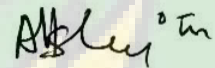
Pada Hari/Tanggal: Selasa, 18 Agustus 2020
24 Dzulhijjah 1441 H

Panitia Ujian Munaqasyah Tugas Akhir

Ketua,

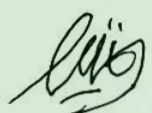
Sekretaris,


Dr. Abd Mujahid Hamdan, M.Sc.
NIDN.2013128901


T. Muhammad Ashari, M.Sc.
NIDN.2002028301

Penguji I,

Penguji II,


Mulyadi Abdul Wahid, M.Sc.
NIDN. 2015118002


Aulia Rohendi, M.Sc.
NIDN. 2010048202

**Mengetahui,
Dekan Fakultas Sains dan Teknologi
Universitas Islam Negeri Ar-Raniry Banda Aceh**




Dr. Azhar Amsal, M.Pd
NIDN. 2001066802

**LEMBAR PERNYATAAN KEASLIAN TUGAS AKHIR TERJEMAHAN
ARTIKEL JURNAL ILMIAH**

Nama : Sakhdiyah
NIM : 150702023
Program Studi : Teknik Lingkungan
Fakultas : Sains dan Teknologi UIN Ar-Raniry Banda Aceh
Judul Artikel : A Historical Sedimentary Record of Mercury in a Shallow
Eutrophic Lake: Impacts of Human Activities and Climate
Change. Engineering. No.5. Hal. 296-304. 2019.
<http://www.journals.elsevier.com/engineering/>
Judul Terjemahan : Rekaman Sejarah Sedimentasi Merkuri Pada Danau Eutrofik
Dangkal: Dampak Dari Aktivitas Manusia Dan Perubahan
Iklim

Dengan ini saya menyatakan bahwa dalam penulisan Terjemahan Artikel Jurnal Ilmiah ini, saya:

1. Mengerjakan sendiri karya ini dan mampu bertanggung jawab atas karya ini;
2. Karya tulis ini adalah asli dan belum pernah diajukan untuk mendapatkan gelar akademik apapun, baik di Universitas Islam Negeri Ar-Raniry Banda Aceh maupun di perguruan tinggi lainnya;
3. Karya tulis ini adalah merupakan gagasan, rumusan dan penelitian saya sendiri, tanpa bantuan pihak lain kecuali arahan Dosen Pembimbing;
4. Tidak melakukan plagiasi terhadap naskah karya orang lain;
5. Tidak menggunakan karya orang lain tanpa menyebutkan sumber asli atau tanpa izin pemilik karya; dan
6. Tidak memanipulasi dan memalsukan data.

Bila di kemudian hari ada tuntutan dari pihak lain atas karya saya, dan telah melalui pembuktian yang dapat dipertanggungjawabkan dan ternyata memang ditemukan bukti bahwa saya telah melanggar pernyataan ini, maka saya siap dikenai sanksi berdasarkan aturan yang berlaku di Fakultas Sains dan Teknologi UIN Ar-Raniry Banda Aceh.

Banda Aceh, 18 Agustus 2020

Yang Menyatakan,



Sakhdiyah
NIM. 150702023

KATA PENGANTAR



Dengan mengucapkan Alhamdulillah segala puji dan syukur penulis panjatkan atas kehadiran Allah SWT, karena berkat rahman dan rahim-Nya penulis dapat menyelesaikan Tugas Akhir pengganti Skripsi yaitu menerjemah Jurnal Science of the Total Environment dengan judul Artikel Ilmiah “**A Historical Sedimentary Record of Mercury in a Shallow Eutrophic Lake: Impacts of Human Activities and Climate Change**”. Tugas Akhir ini merupakan salah satu syarat untuk memperoleh Gelar Sarjana pada Program Studi S1 Teknik Lingkungan, Fakultas Sains dan Teknologi, UIN Ar-Raniry Banda Aceh.

Perjalanan panjang telah penulis tempuh dalam rangka menyelesaikan Tugas Akhir ini, penyelesaian Skripsi mengalami kendala karena pandemi Virus Corona atau Covid-19. Namun berdasarkan keputusan Rektor UIN Ar-Raniry No. 14 Tahun 2020 tentang pedoman pelaksanaan penyelesaian Tugas Akhir mahasiswa Strata satu (S-1) Universitas Islam Negeri Ar-Raniry Banda Aceh pada masa tanggap darurat Covid-19. Maka penulis mengambil pilihan untuk menerjemahkan Artikel Ilmiah.

Dalam penyelesaian Tugas Akhir ini penulis mengucapkan terimakasih tak terhingga kepada Bapak Dr. Abdullah Mujahid Hamdan, M.Sc. selaku pembimbing I dan Bapak T. Muhammad Ashari, M.Sc selaku pembimbing II yang telah banyak meluangkan waktu untuk memberi bimbingan dan arahan dalam menyelesaikan Tugas Akhir ini. Semoga selalu dalam lindungan Allah SWT.

Selanjutnya pada kesempatan ini penulis juga ingin menyampaikan terimakasih kepada pihak-pihak yang telah membantu kelancaran penulisan tugas akhir ini, yaitu kepada:

1. Teristimewa kepada orang tua, Ayah (Alm Mawardi), Bunda (Canden), yang telah merawat, mendidik, membesarkan, mendoakan, memotivasi, memenuhi kebutuhan saya dengan penuh cinta dan kasih sayang, serta

abang, kakak dan adik tersayang yang selalu menyemangati penulis untuk segera menyelesaikan Tugas Akhir.

2. Ibu Dr. Eng. Nur Aida, M.Si. Selaku Ketua Program Studi Teknik Lingkungan.
3. Ibu Yeggi Darnas, S.T. M.T. Selaku Sekretaris Program Studi Teknik Lingkungan.
4. Bapak T. Muhammad Ashari, M.Sc Selaku dosen wali yang telah banyak memberikan arahan, motivasi dan dukungan selama masa perkuliahan.
5. Seluruh Dosen Prodi Teknik Lingkungan yang telah memberikan dan membagi ilmunya kepada penulis.
6. Kak Idariani dan kan Nurul Huda S.Pd yang telah banyak membantu penulis dalam melancarkan proses Administrasi di Prodi Teknik Lingkungan.
7. Terpesial terimakasih kepada sahabat-sahabat seperjuangan mengejar skripsi (Ummul Khir, Yulia Widia Sari, Handayani, Jummiati Puspita Sari, Nurmawati, Lismawati, Tuti Marlina), seluruh teman-teman Teknik Lingkungan 2015. Serta teman-teman lainnya yang tidak dapat penulis sebutkan satu persatu yang telah bersedia membantu dan memberi dukungan semangat serta doa kepada penulis.

Penulis berharap semoga Tugas Akhir ini bisa bermanfaat bagi pembaca umumnya dan penulis khususnya. penulis menyadari bahwa dalam pengerjaan dan penulisan tugas akhir ini masih terdapat banyak kekurangan. Karena itu penulis menerima kritik dan saran yang membangun dari semua pihak untuk kesempurnaan tugas akhir ini. Akhir kata penulis sampaikan terima kasih.

Banda Aceh, 18 Agustus 2020
Penulis,

Sakhdiyah

DAFTAR ISI

LEMBAR PERSETUJUAN	i
LEMBAR PENGESAHAN	ii
LEMBAR PERNYATAAN KEASLIAN TERJEMAHAN ARTIKEL	iii
KATA PENGANTAR.....	iv
DAFTAR ISI.....	vi
DAFTAR GAMBAR.....	vii
DAFTAR TABEL.....	viii
 BAB I ARTIKEL ASLI	 1
1.1 Introduction	2
1.2 Materials and methods.....	3
1.3 Results and discussion	6
1.4 Conclusions	17
1.5 Acknowledgements	17
REFERENCES.....	18
BAB II ARTIKEL TERJEMAHAN.....	25
2.1 Pendahuluan.....	27
2.2 Bahan dan Metode	28
2.3 Hasil.....	31
2.4 Kesimpulan	43
 BAB III PEMBAHASAN	 44
3.1 Identitas Artikel Jurnal Ilmiah.....	44
3.2 Identitas Artikel Ilmiah.....	45
3.2 Kebaruan Artikel	45
3.3 Kelebihan Artikel	46
3.4 Kekurangan Artikel	47
3.5 Dampak Artikel	47
 BAB IV KESIMPULAN DAN SARAN.....	 48
4.1 Kesimpulan	48
4.2 Saran	48
 DAFTAR PUSTAKA	 49

DAFTAR GAMBAR

Fig. 1.1	Location Location of sampling sites.....	5
Fig. 1.2	Vertical profiles of (a) Hg concentration in the dry sediment, (b) Hg deposition flux, (c) EF, (d) Igeo in the two cores	8
Fig. 1.3	Pearson correlation matrix for Hg and other metals from corea LC1 and LC2	12
Fig. 1.4	Vertikal profiles of nutriens and heavy matal in the (a) core LC1 and (b) core LC2.....	12
Fig. 1.5	Pearson correlation coefficients between nutrients and in cores LC1 and LC2.....	14
Fig. 1.6	Pearson correlation coefficients between Hg and different frequency distributions of particle size from cores LC1 and LC2	15
Fig. 1.7	Variation of meteorological factor in the Choa lake catchment from 1961 to 2016.....	16
Fig. 1.8	Pearson correlation coefficients between Hg and meteorological factor and nutrients in cores LC1 and LC2.....	17
Fig. 2.1	Lokasi lokasi pengambilan sampel.....	30
Gambar 2.2	Profil vertikal konsentrasi (a) Hg dalam sedimen (<i>core Sediment</i>) kering (b) fluks pengendapan Hg (c) EF (d) L_{goe} dalam dua sedimen inti.....	33
Gambar 2.3	Matriks korelasi pearson untuk Hg dan logam lainnya dari sedimen inti CL1 dan CL2	37
Gambar 2.4	Profil vertikal nutrisi dan logam berat (a) sedimen inti CL1 dan CL2.....	37
Gambar 2.5	Koefisien korelasi pearson dan Hg dalam sedimen inti CL1 dan CL2	39
Gambar 2.6	Koefisien korelasi pearson antara Hg dan distribusi prekuensi ukuran partikel yang berbeda dari sedimen inti LCI dan LC2 .	40
Gambar 2.7	Variasi faktor meteorologi di tangkapan danau chao dari tahun 1961 hingga 2016	42
Gambar 2.8	Koefisien korelasi pearson antara Hg dan faktor meteorologi dan nutrisi dalam sedimen inti LC1 dan LC2.....	42

DAFTAR TABEL

Table 1.1	Fluxes and inventories of Hg deposition in the dated sediment cores at different stages	10
Table 1.2	Fluk dan inventori dari endapan Hg dalam inti sedimen yang bertanggal pada tahap yang berbeda	35



BAB I
ARTIKEL ASLI

**A Historical Sedimentary Record of Mercury in a Shallow Eutrophic Lake:
Impacts of Human Activities and Climate Change.**

Hanxiao Zhang, Shouliang Huo, Kevin M. Yeager, Beidou Xi, Jingtian Zhang,
Fengchang Wu.

Abstract

Mercury and its derivatives are hazardous environmental pollutants and could affect the aquatic ecosystems and human health by biomagnification. Lake sediments can provide important historical information regarding changes in pollution levels and thus trace anthropogenic or natural influences. This research investigates the 100-year history of mercury (Hg) deposition in sediments from Chao Lake, a shallow eutrophic lake in China. The results indicate that the Hg deposition history can be separated into three stages (pre-1960s, 1960s–1980s, and post-1980s) over the last 100 years. Before the 1960s, Hg concentrations in the sediment cores varied little and had no spatial difference. Since the 1960s, the concentration of Hg began to increase gradually, and showed a higher concentration of contamination in the western half of the lake region than in the eastern half of the lake region due to all kinds of centralized human-input sources. The influences of anthropogenic factors and hydrological change are revealed by analyzing correlations between Hg and heavy metals (Fe, Co, Cr, Cu, Mn, Pb, and Zn), stable carbon and nitrogen isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$), nutrients, particle sizes, and meteorological factors. The results show that Hg pollution intensified after the 1960s, mainly due to hydrological change, rapid regional development and urbanization, and the proliferation of anthropogenic Hg sources. Furthermore, the temperature, wind speed, and evaporation are found to interactively influence the environmental behaviors and environmental fate of Hg.

1.1 Introduction

Mercury (Hg) and its derivatives, including in particular the most toxic form of mercury, methylmercury (CH_3Hg^+), are hazardous environmental pollutants that can exist in the atmosphere and in aquatic food chains for extended periods of time, primarily because of their persistence and tendency toward bioaccumulation [1]. Mercury is discharged to the environment from natural sources and from human activities, such as ore refining and cement production and reemission [2]. With global industrial and economic development, increasing amounts of Hg have been discharged into the environment. Mercury has been identified in lakes, wetlands, reservoirs, rivers, and estuaries worldwide [3,4] and Hg pollution has become recognized as a global environmental problem. The United Nations Environment Program (UNEP) recently adopted the “Minamata Convention,” which is aimed at controlling and decreasing global Hg emissions in order to reduce the damage caused by Hg to the environment and human health.

Direct long-term water quality monitoring was not initiated in most of the lakes in China until the 1980s, due to the limitations of monitoring technology and cost constraints [5]. In the absence of long-term water quality monitoring data, sediment cores can serve as an important archive, as they record metal fluxes in aquatic systems and can be an effective tool for reconstructing pollutant histories and environmental fates [6]. Mercury concentration in the sediment cores of lakes has increased significantly over the last century [8]. Mercury contamination of lake sediments has been investigated in Lake Ballinger and Lake Whittington, in the United States [4,8]. Recently, Lin et al [9]. investigated the influences of climate change on Hg accumulation in a remote and shrinking lake located on the southern Tibetan Plateau in China. Most of the existing research has been focused on the use of Hg isotopes in lake sediments to reliably trace historical, contamination or to evaluate Hg cycling [10,11].

Chao Lake, a semi-enclosed shallow eutrophic lake in China, has been impacted by anthropogenic activities over the past three decades, and has been a target of wide societal concern since the 1980s, due to anthropogenic eutrophication [12]. A considerable amount of research has been performed on

Chao Lake in order to resolve its historical records of multiple heavy metals [13], nutrients [12], polychlorinated biphenyls [14], polycyclic aromatic hydrocarbons, and organochlorine pesticides [15], but few studies have focused on Hg. Research on Chao Lake can also help in understanding the Hg profiles of the same type of lakes in the Yangtze River Basin. To address this research gap, the objectives of this study are as follows: to examine variability in the Hg supply to the lake and in the Hg distribution within the lake over approximately the last 100 years using sediment core chronology; and to resolve important anthropogenic factors by applying statistical analysis using indicators including heavy metals (iron (Fe), cobalt (Co), chromium (Cr), copper (Cu), manganese (Mn), lead (Pb), zinc (Zn), and Hg), nutrients (total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), total organic carbon (TOC), $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$, and grain size. This study also examines this lacustrine environment in the context of climate variability by exploring correlations between Hg concentrations and temperature, precipitation, wind speed, and evaporation in the Chao Lake basin.

1.2 Materials and methods

1.2.1 Sampling and analysis

Chao Lake (117°16–117°51 N, 31°250–31°430 E) is a shallow natural lake in China with a surface area of 780 km² Fig. 1.1. Intensified human activities have caused eutrophication and metal pollution in Chao Lake [12,13]. Since the construction of the dam in 1963, the water level of the lake has been controlled, and the natural hydrological cycles have been obstructed after its impoundment [12]. The two sample sites (CL1 and CL2) were selected due to differing levels of pollution in different regions. Moreover, the sample sites had to meet the requirements of likely long-term sediment accumulation and minimal effects of disturbances, including bottom-scouring or re-suspension. The sediment cores were collected in 2009 using a columnar sampler (50 cm long and 8 cm in diameter). Both sediment cores were 30 cm in length, and were sectioned at 1 cm intervals. Each sample was frozen to below 20 °C. The sample pretreatment procedure was as follows: The samples were ① freeze-dried, ② homogenized

with an agate mortar and pestle, and ③ sieved using a 0.125 mm screen. The samples were then digested using an acid mixture of hydrochloric acid (HCl) and nitric acid (HNO₃) [16]. TP was determined after heating the samples for 2 h at a temperature of 500 °C and performing 1 mol. L⁻¹ HCl extraction. TN was analyzed using an elemental analyzer (Vario EL III, Elementar Co., Germany). TOC was measured using a TOC analyzer (Multi N/C® 2100, Analytik Jena AG, Germany), after treatment with 1 mol. L⁻¹ HCl to remove inorganic carbon. The analytical precision was less than 3% for TN and 5% for TOC, using six replicates of a homogenized sample.

Heavy metals were detected by inductively coupled plasma mass spectrometry (iCAP Qc, Thermo Fisher Scientific, USA) after microwave digestion in a mixture of HNO₃, HCl, and hydrofluoric acid (HF) (1:3:6, v/v). The standard reference sediment SUD-1 (National Water Research Institute, Environment Canada) was used to estimate the accuracy of the heavy metal analyses. The recoveries (analytical value/certified value ratio, %) of Cr, Cu, Pb, Mn, Zn, and Co were between 85% and 110%. The total Hg in samples and blanks was measured by means of cold vapor atomic fluorescence spectrometry, using a Hg detector (F732-V, Shanghai Huaguang Instrument, China) [9,17]. The average recovery of Hg was 98.3%. Therefore, the certified values and analytical values were in good agreement.

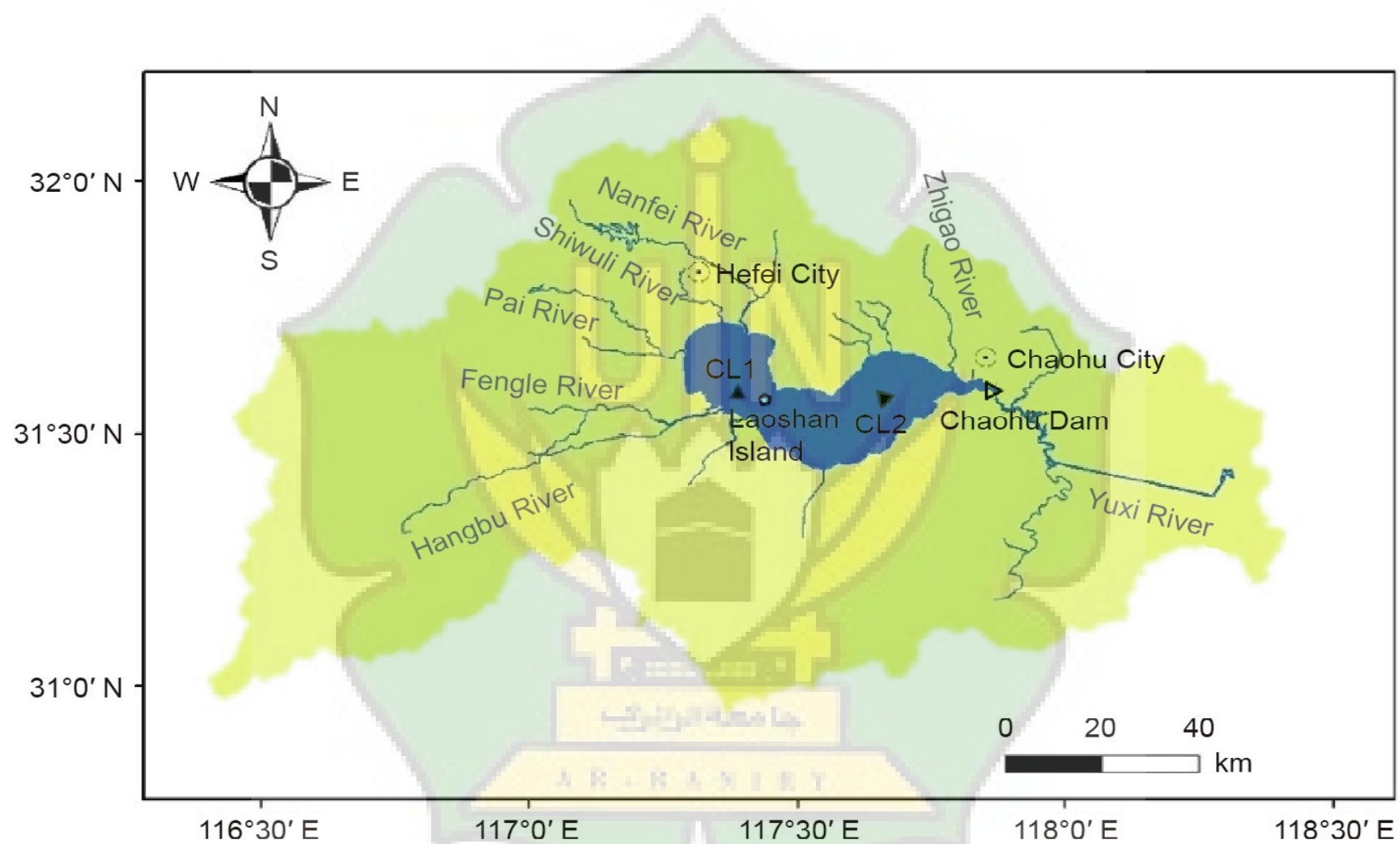


Fig. 1.1 Location of sampling sites.

1.2.2 Data processing

The background concentration of Hg in the Chao Lake sediments was determined using the paleoecological investigation of recent lake acidification (PIRLA) method [18]. The enrichment factor (EF) [15] is widely used to assess heavy metal pollution in sediments, as it aids in discriminating between anthropogenic and natural sources of heavy metals. The degree of contamination of Hg in the sediments of Chao Lake was evaluated using the EF. Moreover, the geoaccumulation index (I_{geo}) was used to evaluate heavy metals pollution caused by human activities [19].

The Hg flux was calculated using the average sediment accumulation rate. Zan et al. calculated the average sediment accumulation rate at these locations in Chao Lake using unsupported or “excess” ^{210}Pb ($^{210}\text{Pb}_{ex}$) and the constant flux sedimentation (CFS) model [20]. The average sediment accumulation rate of core CL1 was found to be $0.224 \text{ g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$, and the average sediment accumulation rate of core LC2 was found to be $0.242 \text{ g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$ [13].

Meteorology data came from the CN05.1 grid observation dataset, which was constructed by the anomaly approach during interpolation with the horizontal resolution of $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ [21]. The data normality and Pearson correlations were tested using the SPSS 18.0 software (SPSS Statistics, IBM Corporation, USA). The normality distribution of data was determined by the Kolmogorov–Smirnov test. The data on the Hg and heavy metals concentration, nutrients, and grain size aligned with the normal distribution at the 0.05 significance level.

1.3. Results and discussion

1.3.1 Vertical profiles of Hg

The concentrations of total Hg deposited in the two sediment cores indicated a consistent change with a concentration increasing from the bottom layers to the surface or subsurface layers and reaching peak values Fig. 1.2(a). The Hg concentrations accumulated in cores CL1 and CL2 were divided into three different periods: a relatively stable stage before the 1960s, a slow increase from the 1960s to the 1980s, and a sharp increase from the 1980s to the present.

Before the 1960s, the concentrations of total Hg ranged from 52.4 to 69.9 ng.g⁻¹ and from 43.5 to 68.8 ng.g⁻¹ dry sediment for CL1 and CL2, respectively. Based on the PIRLA procedure, the Hg background values between two sample sites showed little difference; the Hg background values for the lake sediments are shown by the mean value of the two sample sites. The Hg background concentration in the Chao Lake sediments is (52.29 ± 5.15) ng.g⁻¹. The results indicate that the Hg concentrations in the lake sediment cores during the first stage were in the background period (pre-1960s). Chemical fertilizers were not used in the traditional agriculture of the whole watershed [12]. No significant increasing trends were found in the two sediment cores for Hg concentration before the 1950s; the only slight increase observed in the 1930s may have been induced by the First Chinese Civil Revolutionary War (1924–1927) or the Second Sino-Japanese War (1937–1945) [22,23]. The almost constant concentrations of Hg existing in the two sediment cores show the succession of a natural lake system with few human-input impacts before the 1960s, which is consistent with few human-input impacts before the 1960s, which is consistent with the nutrient, heavy metal, and persistent organic compounds concentrations in the sediment cores [12-16].

During the second stage, the Hg concentrations rose slowly from 76.3 and 71.6 ng.g⁻¹ in the 1960s to 95.4 and 80.9 ng.g⁻¹ in the early 1980s for CL1 and CL2, respectively. Mercury input began to increase slightly in the 1960s, which was consistent with the first immigration settlement of China in the studied watershed [24]. During the third stage, the CL1 and CL2 sediment cores exhibited a sharp increase in Hg concentrations, from respective levels of 95.4 and 80.9 ng.g⁻¹ in the early 1980s to the present levels of 169.0 and 102.0 ng.g⁻¹. These increasing trends in Hg concentration may be attributed to the Hg emissions and discharge results from coal combustion and industrial effluent during the industrialization of China [25]. With China's reform and opening-up policy initiated in 1978, the rapid economic development in China resulted in a huge consumption of energy [23]. The growing use of fossil fuels-especially coal and oil as dominant sources of energy-led to high levels of Hg emission [26].

The Hg content in the CL1 core is much higher at different historical stages than in the CL2 core. Most of the population and industry in the catchment is distributed in the city of Hefei, the capital of Anhui Province; this has resulted in a heavier Hg input in the western lake region (core CL1), which is influenced by Hefei, than in the eastern lake region (core CL2), which is surrounded by the smaller city of Chaohu. As such, human sources of Hg including agricultural runoff, urban sources, and industrial sources have had a greater impact at the CL1 sample site than at the CL2 site. A number of studies have shown that the contamination trends recorded in sediment cores are often significantly influenced by the degree of local/regional urbanization [27].

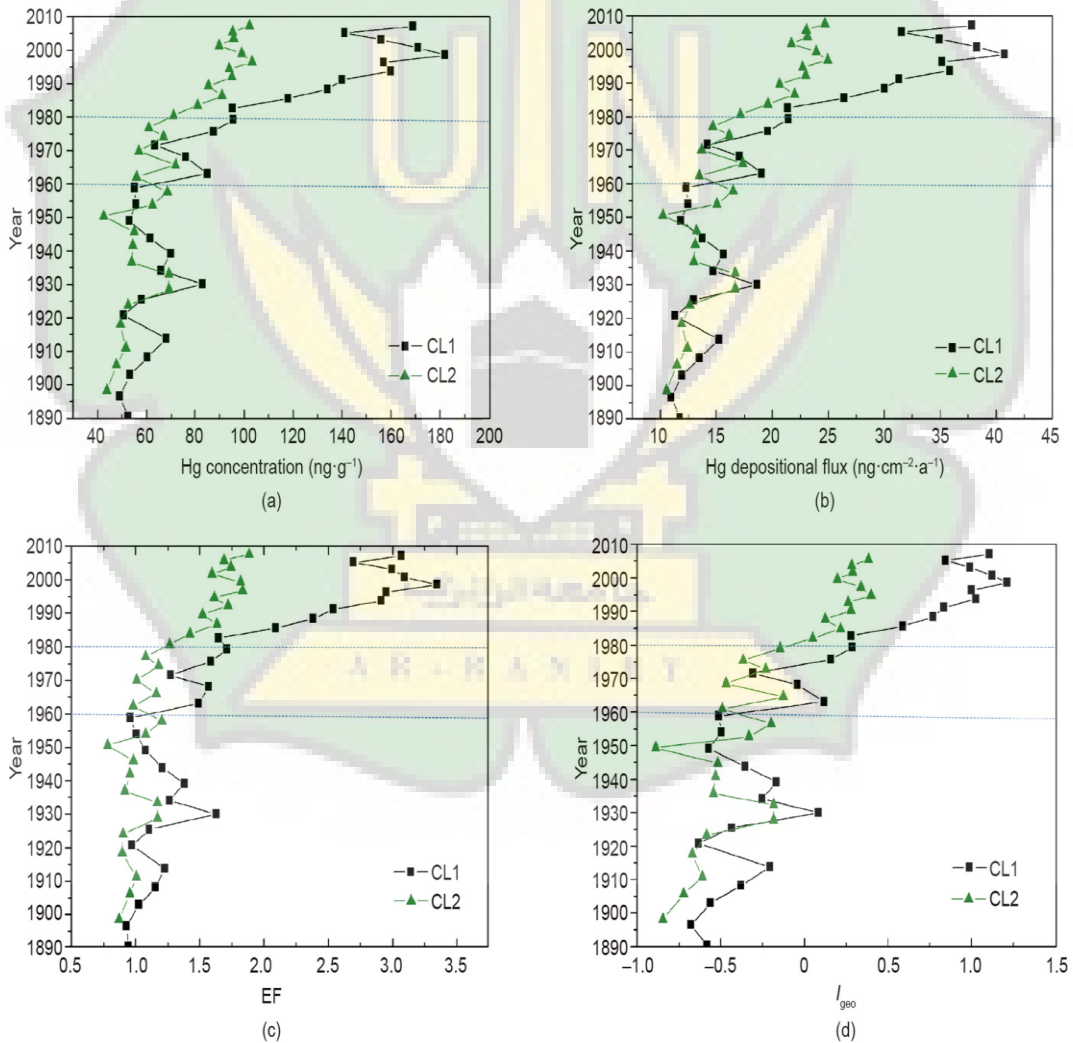


Fig. 1.2. Vertical profiles of (a) Hg concentration in the dry sediment, (b) Hg deposition flux, (c) EF, (d) I_{geo} in the two cores.

1.3.2 Deposition fluxes and mass inventories of Hg

Hg emissions in the lake catchment, as well as the sedimentary rates and sedimentological conditions of the lake, influence Hg accumulation in sediment cores. Hence, Hg depositional fluxes are more appropriate than Hg concentration to reflect the accumulation of Hg in sediments [28]. The Hg depositional fluxes, F , were calculated using the following equation:

$$F = C_i p_i Y_i \quad (1)$$

where C_i is the Hg concentration of slice i (ng.g^{-1}), p_i is the mass density of the dry sediment for slice i (g.m^{-3}), and Y_i is the sedimentation rate of slice i (cm.a^{-1}). The depositional fluxes of each core Fig. 1.2(b) are somewhat similar to the Hg content profiles for the different stages in the western and eastern regions. High emission intensity resulted in the higher depositional fluxes observed in the western lake core [25,26]. Sedimentary flux records were helpful in calculating the gradient rate of sediment flux change in Chao Lake. In the western lake region (CL1), the slow accumulation of low Hg flux Fig. 1.2(b) was displayed at the beginning of the founding of China. Before the 1960s, a low zero-order rate of increase in Hg flux, k , was found, with rates of increase of 0.0348 and 0.0520 a^{-1} for CL1 and CL2, respectively (Table 1.1). The Hg depositional flux then increased between the 1960s and the 1980s, with rising rates of 0.3842 and 0.1358 a^{-1} for CL1 and CL2, respectively. The Hg depositional flux sharply increased after the 1980s, when China began its rapid industrialization process. The sedimentary flux in this period increased 2–3 times more than before the 1960s (Table 1.1).

The mass inventories of the Hg in the sediment cores were calculated according to the three stages (Table 1.1). Compared with those in the western region, the mass inventories in the eastern region were relatively low, indicating heavier pollution in the western region due to the imbalance of economic and industrial development in the catchment. Furthermore, the mass inventories in CL1 and CL2 after the 1960s contributed 69%–74% of the total Hg inventories in the past century, which indicates that the Hg pollution can be mainly attributed to the recent increase in input related to anthropological activities in Chao Lake.

Table 1.1. Fluxes and inventories of Hg deposition in the dated sediment cores at different stages.

Core site	Time period	Linear regression				Fluxes (ng.cm ⁻² .a ⁻¹)	Inventories (ng.cm ⁻²)
		<i>k</i> (<i>a</i> ₁)	<i>R</i> ²	<i>p</i>	<i>n</i>		
LC1 in western lake region	Before 1960s	0.0348	0.0895	0.321	13	11.0–18.6 (13.6)	218.0
	1960s–1980s	0.3842	0.9715	0.020	5	13.4–19.6 (16.3)	130.6
	1980s–present	0.6759	0.8520	0	12	21.4–38.3 (31.8)	477.0
LC2 in eastern lake region	Before 1960s	0.0520	0.7589	0	13	10.5–15.0 (12.7)	203.2
	1960s–1980s	0.1358	0.5273	0.165	5	13.5–16.1 (14.5)	115.7
	1980s–present	0.2137	0.7547	0	13	17.1–24.7 (21.7)	325.7

“()”: mean value of deposition fluxes.

1.3.3 Intensity of Hg pollution

In these two sediment cores, the Hg EF was lower in the deeper sediments (before the 1980s, EF < 1.5), followed by an increase upwards into the shallower sediments (after the 1980s, EF > 1.5); the highest values were exhibited at the near surface Fig. 1.2(c). Based on the work of Haris and Aris [29], an EF value between 0.5 and 1.5 indicates that the metal may be entirely derived from the weathering and transport of crustal materials, while an EF value above 1.5 suggests that some fraction of the metal is derived from anthropogenic sources. Therefore, Chao Lake had a substantial increase in human Hg input after the 1980s, when the reform and opening-up policy was implemented in China.

Before the 1980s, the *I_{geo}* in these two cores was below 0 (pollution free), except in 1970 (15 cm) and in 1936 (23 cm) in core LC1 Fig. 1.2(d). After the 1980s, the *I_{geo}* of core CL2 was between 0 and 0.5, which indicates some level of Hg pollution. The *I_{geo}* of core CL1 increased rapidly since the 1980s and reached above 1 in 1990, reflecting moderate levels of pollution. The results of the geoaccumulation index indicate that although the Hg contamination of Chao Lake is slight, the trend of pollution is significantly increasing.

Anthropogenic sources of Hg in China can be divided into unintentional emissions of Hg by fuel combustion, industrial processes that utilize Hg (i.e., the calcium carbide method–PVC process), Hg-containing products (e.g., medical products, fluorescent lighting, and batteries), and Hg mining and smelting.

However, unintentional emission sources of Hg are the main source of atmospheric Hg, and these emissions are produced by three main industries. The coal industry is a major source of atmospheric Hg emissions, due to the large production volumes and the high Hg content and low halogen characteristics of the coal [25,26]. Another source of atmospheric Hg emissions is the process of non-ferrous metal smelting, which includes the smelting of Zn, Pb, and Cu, since these ores often contain Hg [30]. And finally, the cement industry is a major source of atmospheric Hg emissions. China is the largest cement producer in the world (> 80% of global cement production), and Hg is associated with both the limestone raw materials, and the coal that is used for fuel [31]. Based on the Anhui Statistical Yearbook 2016 [32], the coal mining, non-ferrous metal smelting, and cement-production industries have continued to develop over the past ten years. The coal-fired energy-production industry is the main source of Hg emissions in Asia [31,33].

Although human activities (and especially fossil fuel combustion) have caused massive atmospheric emissions of Hg atmospheric deposition is probably not the main source of Hg in Chao Lake sediments. The highly positive correlations between multiple metals and Hg Fig. 1.3 and 1.4 indicate that they have the same or similar sources from anthropogenic activities. Industries are closely related to water pollution in the lake; for example, the production and supply of electric power and thermal power, non-ferrous metal smelting, and rolling processing industries will produce wastewater and aerosols with different concentrations of heavy metals in the production process [14]. Industrial wastewater discharge is the most direct and significant source of heavy metal pollution in the lake [5].

	Fe	Co	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn	Hg
Fe	1							
Co	0.745 ^a	1						
Cr	0.806 ^a	0.937 ^a	1					
Cu	0.820 ^a	0.864 ^a	0.917 ^a	1				
Mn	0.736 ^a	0.819 ^a	0.888 ^a	0.862 ^a	1			
Pb	0.795 ^a	0.739 ^a	0.876 ^a	0.60903	0.829 ^a	1		
Zn	0.818 ^a	0.753 ^a	0.841 ^a	0.912 ^a	0.817 ^a	0.851 ^a	1	
Hg	0.749 ^a	0.636 ^a	0.747 ^a	0.831 ^a	0.736 ^a	0.773 ^a	0.926 ^a	1

^a Correlations are significant at $p < 0.01$ (two-tailed).

Fig. 1.3. Pearson correlation matrix for Hg and other metals from cores LC1 and LC2.

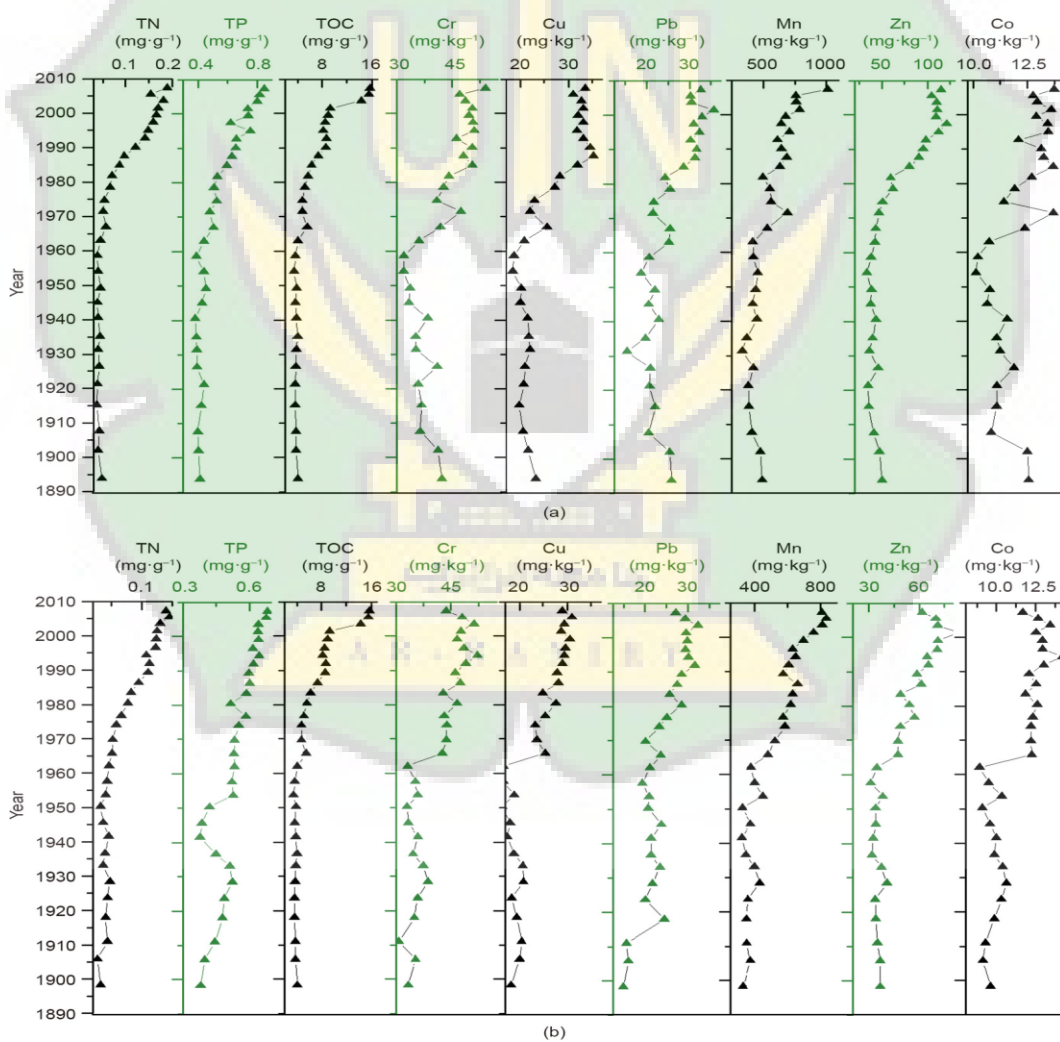


Fig. 1.4. Vertical profiles of nutrients and heavy metals in the (a) core CL1 and (b) core CL2.

1.3.4 Relationships between Hg and other factors

A Pearson correlation analysis of the nutrients and Hg from the two cores showed them to be significantly correlated ($P < 0.01$). Strong positive correlations between TN, $\delta^{15}\text{N}$, TP, TOC, and Hg were observed in both cores Fig. 1.5, $p = 0.000$ for all. However, $\delta^{13}\text{C}$ and carbon nitrogen ratio (C/N) had negative correlations with Hg. Since the 1970s, a large amount of industrial, agricultural, and domestic sewage has been discharged into Chao Lake, resulting in an increase in nutrient load [12]. For example, nitrogen (N) and phosphorus (P) fertilizer use in the Anhui Province intensified in the 1980s, with application rates of up to 750 kg.hm², and is still Increasing [34]. Mercury-containing pesticides and fungicides have been widely used in agriculture for a long time, resulting in high concentrations of mercury in intensive farming soils [31]. In the Chao Lake catchment, paddy soil is the main soil type; this is a kind of soil with high fertility that is formed by human cultivation [35], which has a strong adsorption capacity for Hg [36]. Therefore, fertilizers (containing N and P) and soil organic matter adsorb the Hg discharged into the lake from surface runoff Furthermore. Hg can easily be adsorbed by inorganic sediments in natural water [37]. Hydrosulfonyl, amine, carboxyl, and other functional groups contained in sediments can bind to Hg to form stable organic complexes [31,38].

Variables including the C/N ratio, $\delta^{15}\text{N}$, and $\delta^{13}\text{C}$ can be used as proxies to identify sources of sedimentary organic matter (SOM) [39], which can record changes in lacustrine primary productivity [40]. Increases in lacustrine primary productivity (including algal production) lead to increases in the deposition of SOM, along with changes in $\delta^{13}\text{C}$ signatures [41]. Organic matter has a dual effect on methylmercury [42], as it can promote Hg methylation by stimulating microbial activity [43,44], but also inhibit Hg methylation by combining with inorganic Hg to reduce methylation efficiency [45]. Remarkably, labile carbon sources have the greatest impact on Hg^0 production [38,46]. Mercury methylation and demethylation are dynamic processes that operate at the interfaces of aqueous and particulate phases, so the effects of organic matter (quantity and types) on Hg deposition are complex.

The contents and distributions of various elements found in sediments are often closely related to the sedimentological condition changes [47]. Grain size in sediment samples can provide a record of hydrological change, because hydrodynamic intensity determines the ability to transport different sizes of grains [14]. As expected, the correlation analysis Fig. 1.6 showed that Hg was positively correlated with small particles (grain size <8 μm), and negatively correlated with larger particles (grain size >8 μm). The deposition and accumulation of fine-grained sediments in Chao Lake has been enhanced since the 1963 construction of the Chaohu Dam on the Yuxi River [12]. With the semi-closed water body subject to artificial regulation, its natural water-exchange capacity has been lost, and its sedimentary environment tends to be stable. Stable depositional conditions result in the accumulation of fine particles, SOM, and nutrients, and Hg was deposited along with the deposition of a large amount of fine grains.

	TP	TN	TOC	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	C/N	Hg
Tp	1						
TN	0.929 ^a	1					
TOC	0.775 ^a	0.861 ^a	1				
$\delta^{13}\text{C}$	0.924 ^a	0.927 ^a	0.845 ^a	1			
$\delta^{15}\text{N}$	-0.866 ^a	-0.898 ^a	-0.775 ^a	-0.914 ^a	1		
C/N	-0.632 ^a	-0.648 ^a	-0.226 ^a	-0.647 ^a	0.667 ^a	1	
Hg	0.829 ^a	0.895 ^a	0.786 ^a	0.891 ^a	-0.734 ^a	-0.516 ^a	1

^a Correlations are significant at $p < 0.01$ (two-tailed).

^b Correlations are significant at $p < 0.05$ (two-tailed).

Fig. 1.5. Pearson correlation coefficients between nutrients and Hg in cores LC1 and LC2.

	< 4 μm	4-8 μm	8-16 μm	16-64 μm	Hg
< 4 μm	1				
4-8 μm	0.917 ^a	1			
8-16 μm	-0.578 ^a	-0.245	1		
16-64 μm	-0.912 ^a	-0.991 ^a	0.242	1	
Hg	0.838 ^a	0.758 ^a	-0.540 ^a	-0.787 ^a	1

^a Correlations are significant at $p < 0.01$ (two-tailed).

^b Correlations are significant at $p < 0.05$ (two-tailed).

Fig. 1.6. Pearson correlation coefficients between Hg and different frequency distributions of particle size from cores LC1 and LC2.

1.3.5 Climate change and Hg deposition

An examination of climate factor statistics shows that the annual average air temperature and annual precipitation increased by 0.98 °C and 148.1 mm, respectively, from 1961 to 2017 in the Chao Lake catchment Fig. 1.7(a,b). The annual average wind speed and annual evaporation decreased by 1.128 m.s⁻¹ and 267.9 mm.a⁻¹, respectively, from 1961 to 2017 in the catchment Fig. 1.7(c,d). The average annual temperature in the Chao Lake catchment has increased (Fig. 1.7(a)), which is probably due to the increase in greenhouse gas emissions caused by the rapid development of industrialization and urbanization after 1980; this warming is known to be altering terrestrial and aquatic ecosystems, including lakes [44,48,49]. The influence of climate change on Hg deposition was analyzed by comparing it to meteorological factor variation in the catchment [49]. The direct emissions of Hg by human activities are regarded as “original emissions” while the process of Hg evaporating from surficial media due to ambient temperature increases is considered as “secondary emissions” [50]. The correlation analysis showed that Hg was positively and moderately correlated with the annual average air temperature Fig. 1.7. Obviously, climate warming will change the reemissions of Hg, which should lead to increased Hg emissions on the whole. Furthermore, numerous studies have documented rising water temperatures in aquatic environments around the world [51,52], which influence a very wide range of biological, chemical, and physical processes [53,54]. Therefore, the rise in air temperatures leads to an increase in water temperatures, which may have an effect on the transformation and deposition of Hg.

However, the relationship between precipitation and Hg deposition is not corrected Fig. 1.8, mainly because this change in meteorological conditions has a combined effect on Hg transport. Indeed, the variation of precipitation intensity and frequency affects soil erosion intensity and the input of Hg pollutant sources [9]. Most anthropogenic emissions of Hg to the atmosphere are in the form of elemental mercury vapor (more than 95%), and the rest consists of divalent Hg

compounds, or Hg adsorbed to particulate matter [55]. The residence time of elemental Hg vapor in the atmosphere is approximately several months to one year, which facilitates long-distance transport [56]. The correlation with Hg deposition is strongly negative for wind speed, and moderate for annual evaporation Fig. 1.8. Change in wind speed affects the migration and deposition of Hg by regulating water circulation and water flow rate [24]. The decrease of the average wind speed in the Chao Lake catchment has contributed to the relatively stable hydrodynamic conditions, which are in favor of Hg deposition. In addition, the volatile amount of Hg in the water body decreases as the annual evaporation decreases, resulting in more Hg deposition in the sediment [49]. Ongoing climate change can lead to changes in the amounts and distributions of precipitation, temperature, wind speeds and directions, and evaporation, which will likely impact Hg transport intensity and pathways [49].

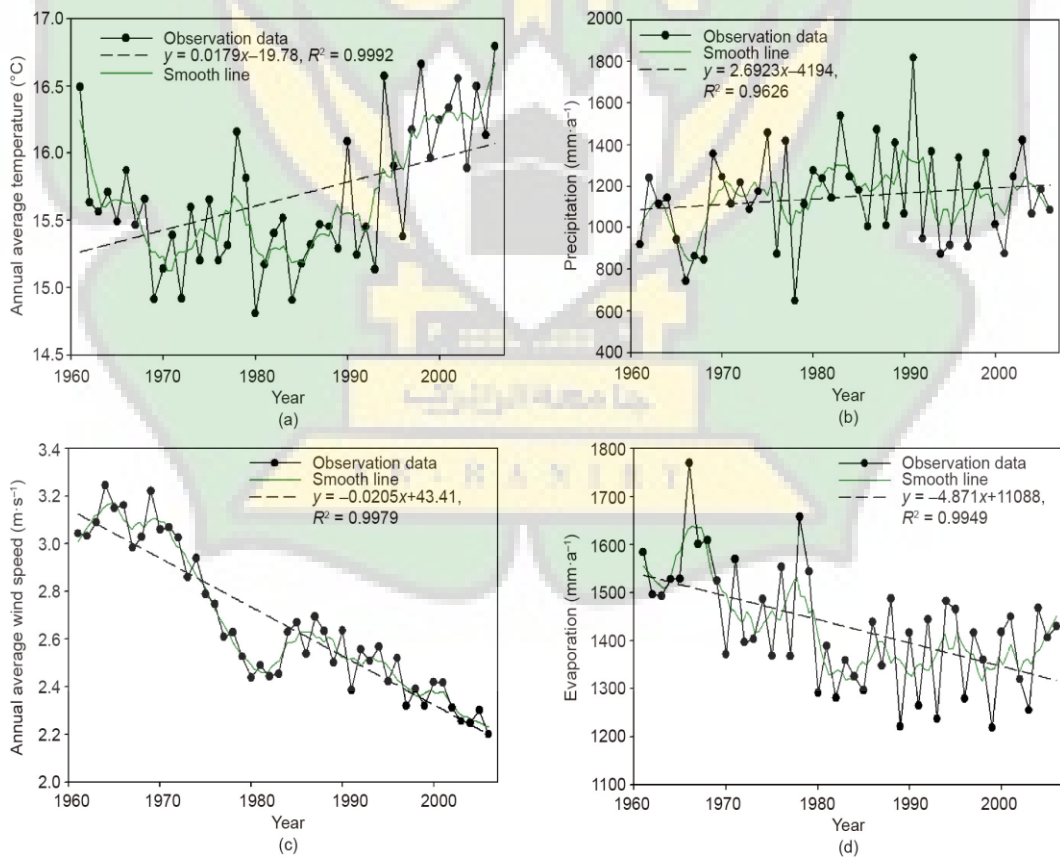


Fig. 1.7. Variation of meteorological factor in the Chao Lake catchment from 1961 to 2016.

	Hg	TP	TN	TOC	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	C/N
Temperature	0.524 ^a	0.516 ^a	0.86 ^a	0.927 ^a	-0.898 ^a	-0.648 ^a	0.895 ^a
Precipitation	0.081	0.113	0.099	0.845 ^a	-0.775 ^a	-0.226 ^a	0.786 ^a
Wind speed	-0.799 ^a	-0.826 ^a	-0.825 ^a	-0.628 ^a	-0.840 ^a	0.821 ^a	0.640 ^a
Evaporation	-0.472 ^a	-0.462 ^a	-0.825 ^a	-0.395 ^a	-0.477 ^a	-0.477 ^a	0.350 ^a

^a Correlations are significant at $p < 0.01$ (two-tailed).

^b Correlations are significant at $p < 0.05$ (two-tailed).

Fig. 1.8. Pearson correlation coefficients between Hg and meteorological factor and nutrients in cores LC1 and LC2

1.4 Conclusions

This study reports that the natural background Hg concentration is $(52.29 \pm 5.15) \text{ ng.g}^{-1}$ in the sediments of Chao Lake, and that there are three identifiable periods of Hg deposition: pre-1960s, 1960s–1980s, and post-1980s. There is a relatively stable stage before the 1960s, a slow increase from the 1960s to the 1980s, and a sharp increase from the 1980s to the present. The Hg deposition was highly correlated with variables including the concentrations of heavy metals and nutrients, and sediment grain size. As the impacts of global warming are many and complex, the effects of increasing air temperature on Hg deposition are difficult to fully separate and quantify, and warrant additional investigation.

1.5 Acknowledgements

The National Key Research and Development Program of China (2017YFA0605003) and the National Natural Science Foundation of China (91751114 and 41521003) supported this study.

• Compliance with ethics guidelines

Hanxiao Zhang, Shouliang Huo, Kevin M. Yeager, Beidou Xi, Jingtian Zhang, and Fengchang Wu declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

References

- [1] Anhui Statistical Bureau, NBS Survey office in Anhui. Anhui statistical yearbook 2016. Beijing: China Statistics Press; 2016. Chinese.
- [2] Binford MW. Calculation and uncertainty analysis of ^{210}Pb dates for PIRLA project lake sediment cores. *J Paleolimnol* 1990;3(3):253–67.
- [3] Bravo AG, Bouchet S, Tolu J, Björn E, Mateos-Rivera A, Bertilsson S. Molecular composition of organic matter controls methylmercury formation in boreal lakes. *Nat Commun* 2017;8:14255.
- [4] Brazeau ML, Blais JM, Paterson AM, Keller W, Poulain AJ. Evidence for microbially mediated production of elemental mercury (Hg^0) in subarctic lake sediments. *Appl Geochem* 2013;37:142–8.
- [5] Brown CA, Sharp D, Collura TCM. Effect of climate change on water temperature and attainment of water temperature criteria in the Yaquina Estuary, Oregon (USA). *Estuar Coast Shelf Sci* 2016;169:136–46.
- [6] Cesário R, Hintelmann H, O'Driscoll NJ, Monteiro CE, Caetano M, Nogueira M, et al. Biogeochemical cycle of mercury and methylmercury in two highly contaminated areas of Tagus Estuary (Portugal). *Water Air Soil Pollut* 2017;228(7):257–76.
- [7] Chen X, Yang X, Dong X, Liu Q. Nutrient dynamics linked to hydrological condition and anthropogenic nutrient loading in Chaohu Lake (southeast China). *Hydrobiologia* 2011;661(1):223–34.
- [8] Chen L, Xu Z, Ding X, Zhang W, Huang Y, Fan R, et al. Spatial trend and pollution assessment of total mercury and methylmercury pollution in the Pearl River Delta soil, South China. *Chemosphere* 2012;88(5):612–9.
- [9] Eyrikh S, Eichler A, Tobler L, Malygina N, Papina T, Schwikowski M. A 320 year ice-core record of atmospheric Hg pollution in the Altai, central Asia. *Environ Sci Technol* 2017;51(20):11597–606.
- [10] Feng X, Foucher D, Hintelmann H, Yan H, He T, Qiu G. Tracing mercury contamination sources in sediments using mercury isotope compositions. *Environ Sci Technol* 2010;44(9):3363–8.

- [11] Gray JE, Van Metre PC, Pribil MJ, Horowitz AJ. Tracing historical trends of Hg in the Mississippi River using Hg concentrations and Hg isotopic compositions in a lake sediment core, Lake Whittington, Mississippi, USA. *Chem Geol* 2015;395:80–7.
- [12] Gray JE, Pribil MJ, Van Metre PC, Borrok DM, Thapalia A. Identification of contamination in a lake sediment core using Hg and Pb isotopic compositions, Lake Ballinger, Washington, USA. *Appl Geochem* 2013;29(1):1–12.
- [13] Guo W, Huo S, Ding W. Historical record of human impact in a lake of northern China: magnetic susceptibility, nutrients, heavy metals and OCPs. *Ecol Indic* 2015;57:74–81.
- [14] Guo W, Pei Y, Yang Z, Chen H. Historical changes in polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) input in Lake Baiyangdian related to regional socioeconomic development. *J Hazard Mater* 2011;187(1–3):441–9.
- [15] Hansen KM, Christensen JH, Brandt J. The influence of climate change on atmospheric deposition of mercury in the Arctic—a model sensitivity study. *Int J Environ Res Public Health* 2015;12(9):11254–68.
- [16] Haris H, Aris AZ. The geoaccumulation index and enrichment factor of mercury in mangrove sediment of Port Klang, Selangor, Malaysia. *Arabian J Geosci* 2013;6(11):4119–28.
- [17] Huo S, Zhang J, Yeager KM, Xi B, Qin Y, He Z, et al. Mobility and sulfidization of heavy metals in sediments of a shallow eutrophic lake, Lake Taihu, China. *J Environ Sci* 2015;31:1–11.
- [18] Huo S, Li C, Xi B, Yu Z, Yeager KM, Wu F. Historical record of polychlorinated biphenyls (PCBs) and special occurrence of PCB 209 in a shallow fresh-water lake from eastern China. *Chemosphere* 2017;184:832–40.
- [19] Jackson TA, Muir DCG. Mass-dependent and mass-independent variations in the isotope composition of mercury in a sediment core from a lake polluted by emissions from the combustion of coal. *Sci Total Environ* 2012;417–8:189–203.

- [20] Kane ES, Mazzoleni LR, Kratz CJ, Hribljan JA, Johnson CP, Pypker TG, et al. Peat porewater dissolved organic carbon concentration and lability increase with warming: a field temperature manipulation experiment in a poor-fen. *Biogeochemistry* 2014;119(1–3):161–78.
- [21] Kraemer BM, Chandra S, Dell AI, Dix M, Kuusisto E, Livingstone DM, et al. Global patterns in lake ecosystem responses to warming based on the temperature dependence of metabolism. *Glob Change Biol* 2017;23(5):1881–90.
- [22] Lepori F, Roberts JJ. Past and future warming of a deep European lake (Lake Lugano): what are the climatic drivers? *J Great Lakes Res* 2015;41(4):973–81.
- [23] Li C, Huo S, Xi B, Yu Z, Zeng X, Zhang J, et al. Historical deposition behaviors of organochlorine pesticides (OCPs) in the sediments of a shallow eutrophic lake in eastern China: roles of the sources and sedimentological conditions. *Ecol Indic* 2015;53(2):1–10.
- [24] Li C, Huo S, Yu Z, Guo W, Xi B, He Z, et al. Historical records of polycyclic aromatic hydrocarbon deposition in a shallow eutrophic lake: impacts of sources and sedimentological conditions. *J Environ Sci* 2016;41:261–9.
- [25] Li F, Chung N, Bae MJ, Kwon YS, Kwon TS, Park YS. Temperature change and macroinvertebrate biodiversity: assessments of organism vulnerability and potential distributions. *Clim Change* 2013;119(2):4231–434.
- [26] Lindberg S, Bullock R, Ebinghaus R, Engstrom D, Feng X, Fitzgerald W, et al. A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition. *AMBIO: J Hum Environ* 2007;36(1):19–32.
- [27] Lin H, Wang X, Gong P, Ren J, Wang C, Yuan X, et al. The influence of climate change on the accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon and mercury in a shrinking remote lake of the southern Tibetan Plateau. *Sci Total Environ* 2017;601–2:1814–23.

- [28] Li Y, Wang W, Yang L, Li H. A review of mercury in environmental biogeochemistry. *Prog Geogr* 2004;23(6):33–40.
- [29] Liu Y, Wang J, Zheng Y, Zhang L, He J. Patterns of bacterial diversity along a long-term mercury-contaminated gradient in the paddy soils. *Microb Ecol* 2014;68(3):575–83.
- [30] Liu L, Wang J, Wei G, Guan Y, Wong C, Zeng E. Sediment records of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the continental shelf of China: implications for evolving anthropogenic impacts. *Environ Sci Technol* 2012;46 (12):6497–504.
- [31] Li Y, Ma C, Zhu C, Huang R, Zheng C. Historical anthropogenic contributions to mercury accumulation recorded by a peat core from Dajiuhu montane mire, central China. *Environ Pollut* 2016;216:332–9.
- [32] McKee LJ, Bonnema A, David N, Davis JA, Franz A, Grace R, et al. Long-term variation in concentrations and mass loads in a semi-arid watershed influenced by historic mercury mining and urban pollutant sources. *Sci Total Environ* 2017;605–606:482–97.
- [33] Nakagawa R, Yumita Y. Change and behavior of residual mercury in paddy soils and rice of Japan. *Chemosphere* 1998;37(8):1483–7.
- [34] McKee LJ, Bonnema A, David N, Davis JA, Franz A, Grace R, et al. Long-term variation in concentrations and mass loads in a semi-arid watershed influenced by historic mercury mining and urban pollutant sources. *Sci Total Environ* 2017;605–606:482–97.
- [35] Meyers PA, Lallier-Verges E. Lacustrine sedimentary organic matter records of late quaternary paleoclimates. *J Paleolimnol* 1999;21(3):345–72.
- [36] O’Beirne MD, Werne JP, Hecky RE, Johnson TC, Katsev S, Reavie ED. Anthropogenic climate change has altered primary productivity in Lake Superior. *Nat Commun* 2017;8:15713.
- [37] O’Reilly CM, Sharma S, Gray DK, Hampton SE, Read JS, Rowley RJ, et al. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophys Res Lett* 2015;42(24):10773–81.

- [38] Ramond JB, Petit F, Quillet L, Ouddane B, Berthe T. Evidence of methylmercury production and modification of the microbial community structure in estuary sediments contaminated with wastewater treatment plant effluents. *Mar Pollut Bull* 2011;62(5):1073–80.
- [39] Rimondi V, Gray JE, Costagliola P, Vaselli O, Lattanzi P. Concentration, distribution, and translocation of mercury and methylmercury in minewaste, sediment, soil, water, and fish collected near the Abbadia San Salvatore mercury mine, Monte Amiata district, Italy. *Sci Total Environ* 2012;414(1):318–27.
- [40] Tomiyasu T, Kodamatani H, Imura R, Matsuyama A, Miyamoto J, Akagi H, et al. The dynamics of mercury near Idrija mercury mine, Slovenia: horizontal and vertical distributions of total, methyl, and ethyl mercury concentrations in soils. *Chemosphere* 2017;184:244–52.
- [41] Walters C, Couto M, McClurg N, Silwana B, Somerset V. Baseline monitoring of mercury levels in environmental matrices in the Limpopo Province. *Water Air Soil Pollut* 2017;228(2):57–71.
- [42] Wan GJ, Chen JA, Wu FC, Xu SQ, Bai ZG, Wan EY, et al. Coupling between $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ and organic matter in sediments of a nutrient-enriched lake: an example from Lake Chenghai, China. *Chem Geol* 2005;224(4):223–36.
- [43] Wang X, Sun D, Yao T. Climate change and global cycling of persistent organic pollutants: a critical review. *Sci China Earth Sci* 2016;59(10):1899–911.
- [44] Wang Q, Kim D, Dionysiou DD, Sorial GA, Timberlake D. Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems—a literature review. *Environ Pollut* 2004;131(2):323–36.
- [45] Wang Q, Shen W, Ma Z. Estimation of mercury emission from coal combustion in China. *Environ Sci Technol* 2000;34(13):2711–3.
- [46] Weber JH. Review of possible paths for abiotic methylation of mercury (II) in the aquatic environment. *Chemosphere* 1993;26(11):2063–77.

- [47] Weiss-Penzias PS, Gay DA, Brigham ME, Parsons MT, Gustin MS, Ter Schure A. Trends in mercury wet deposition and mercury air concentrations across the U.S. and Canada. *Sci Total Environ* 2016;568:546–56.
- [48] Wiklund JA, Kirk JL, Muir DCG, Evans M, Yang F, Keating J, et al. Anthropogenic mercury deposition in Flin Flon Manitoba and the Experimental Lakes Area Ontario (Canada): a multi-lake sediment core reconstruction. *Sci Total Environ* 2017;586:685–95.
- [49] Woodward CA, Potito AP, Beilman DW. Carbon and nitrogen stable isotope ratios in surface sediments from lakes of western Ireland: implications for inferring past lake productivity and nitrogen loading. *J Paleolimnol* 2012;47 (2):167–84.
- [50] Xu Y, Gao X, Shen Y, Xu C, Shi Y, Giorgi F. A daily temperature dataset over China and its application in validating a RCM simulation. *Adv Atmos Sci* 2009;26(4):763–72.
- [51] Yang H, Turner S, Rose NL. Mercury pollution in the lake sediments and catchment soils of anthropogenically-disturbed sites across England. *Environ Pollut* 2016;219:1092–101.
- [52] Zan F, Huo S, Xi B, Zhu C, Liao H, Zhang J, et al. A 100-year sedimentary record of natural and anthropogenic impacts on a shallow eutrophic lake, Lake Chaohu, China. *J Environ Monit* 2012;14(3):804–16.
- [53] Zan F, Huo S, Xi B, Su J, Li X, Zhang J, et al. A 100 year sedimentary record of heavy metal pollution in a shallow eutrophic lake, Lake Chaohu, China. *J Environ Monit* 2011;13(10):2788–97.
- [54] Zhang L, Ye X, Feng H, Jing Y, Ouyang T, Yu X, et al. Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China. *Mar Pollut Bull* 2007;54(7):974–82.
- [55] Zhang W, Feng H, Chang J, Qu J, Xie H, Yu L. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: an assessment from different indexes. *Environ Pollut* 2009;157(5):1533–43.

- [56] Zhu Y, Zou X, Feng S, Tang H. The effect of grain size on the Cu, Pb, Ni, Cd speciation and distribution in sediments: a case study of Dongping Lake, China. *Environ Geol* 2006;50(5):753–9.



BAB II

TERJEMAHAN ARTIKEL

Rekaman Sejarah Sedimentasi Merkuri Pada Danau Eutrofik Dangkal: Dampak Dari Aktivitas Manusia Dan Perubahan Iklim

Hanxiao Zhang, Shouliang Huo, Kevin M. Yeager, Beidou Xi, Jingtian Zhang, Fengchang Wu.

Abstrak

Merkuri merupakan jenis polutan lingkungan yang berbahaya dan dapat mempengaruhi ekosistem perairan dan kesehatan manusia melalui biomagnifikasi. Sedimen danau dapat memberikan informasi penting tentang perubahan tingkat pencemaran dan kemudian dapat digunakan untuk melacak pengaruh sifat material antropogenik. Penelitian ini meneliti sejarah endapan merkuri (Hg) dalam 100 tahun pada sedimen di Danau Chao, danau eutrofik dangkal di Tiongkok. Hasil penelitian menunjukkan bahwa sejarah endapan Hg dapat dipisahkan menjadi tiga tahap (pra-1960, 1960-1980, dan pasca-1980) selama 100 tahun terakhir. Sebelum 1960, konsentrasi Hg dalam sedimen ini tidak terlalu variasi dan tidak memiliki perbedaan spasial. Sejak 1960, konsentrasi Hg mulai meningkat secara bertahap, dan menunjukkan konsentrasi kontaminasi yang lebih tinggi di bagian wilayah danau barat daripada di bagian wilayah danau timur karena adanya masukan sedimen yang berasal dari aktifitas manusia. Pengaruh faktor antropogenik dan perubahan hidrologis diperoleh melalui analisis hubungan antara Hg dan logam berat (Fe, Co, Cr, Cu, Mn, Pb, dan Zn), karbon stabi, isotop nitrogen ($\delta^{13}\text{C}$ dan $\delta^{15}\text{N}$), nutrisi, ukuran partikel, dan faktor meteorologi. Hasilnya menunjukkan bahwa pencemaran Hg meningkat setelah tahun 1960, terutama karena perubahan hidrologis, pembangunan secara regional yang cepat dan urbanisasi, serta proliferasi sumber Hg antropogenik. Selanjutnya, suhu, kecepatan angin, dan penguapan ditemukan secara interaktif

mempengaruhi kondisi lingkungan dan akumulasi Hg yang ada di dalam lingkungan.

2.1 Pendahuluan

Merkuri (Hg) dan semua turunannya merupakan unsur kimia yang sangat beracun. Metilmerkuri (CH_3Hg^+) merupakan polutan bagi lingkungan yang berbahaya jika berada di dalam atmosfer serta di dalam rantai makanan perairan dalam periode waktu yang lama akibat dari proses bioakumulasi [1]. Hg dibuang ke lingkungan dari sumber-sumber alami dan dari aktivitas manusia, seperti pengolahan bijih mineral, dan produksi semen [2]. Dengan perkembangan industri dan ekonomi global, jumlah Hg yang dibuang ke lingkungan semakin meningkat. Hg telah diidentifikasi di danau, lahan basah, waduk, sungai, dan muara di seluruh dunia [3,4], yang menyebabkan pencemaran Hg telah dinyatakan sebagai masalah lingkungan secara global. Program Lingkungan Perserikatan Bangsa-Bangsa (UNEP) baru-baru ini mengadopsi "Konvensi Minamata" yang bertujuan untuk mengendalikan dan mengurangi emisi Hg secara global dan mengurangi kerusakannya terhadap lingkungan dan kesehatan manusia.

Pemantauan kualitas air dalam jangka panjang tidak dilakukan pada sebagian besar danau di Tiongkok hingga tahun 1980, karena keterbatasan teknologi pemantauan dan kendala biaya [5]. Dengan tidak adanya data pemantauan kualitas air jangka panjang, sedimen inti (*core sediment*) dapat berfungsi sebagai rekaman yang sangat penting, karena dapat merekam fluks logam dalam sistem air dan dapat menjadi alat yang efektif untuk merekonstruksi sejarah polutan dan kondisi lingkungan [6]. Konsentrasi Hg dalam sedimen inti (*core sediment*) danau telah meningkat secara signifikan pada satu abad terakhir [7]. Kontaminasi Hg dalam sedimen danau telah diteliti di Danau Ballinger dan Danau Whittington, di Amerika Serikat [8]. Sebelumnya Lin dkk. [9] meneliti pengaruh perubahan iklim pada akumulasi Hg di danau terpencil yang terletak di Dataran Tinggi Tibet Selatan di Tiongkok. Sebagian besar penelitian yang ada telah difokuskan pada

penggunaan isotop Hg dalam sedimen danau untuk melacak sejarah, kontaminasi Hg antropogenik atau untuk mengevaluasi siklus Hg [10,11].

Danau Chao, danau eutrofik dangkal semi tertutup di Tiongkok, telah dipengaruhi oleh kegiatan antropogenik selama tiga tahun terakhir dan telah menjadi pusat perhatian masyarakat secara luas sejak tahun 1980, karena eutrofikasi antropogenik [12]. Sejumlah besar penelitian telah dilakukan di Danau Chao untuk mengungkapkan catatan sejarah dari beberapa logam berat [13], nutrisi [14], bifenil poliklorinasi, hidrokarbon aromatik polisiklik, dan pestisida organoklorin [15], akan tetapi beberapa penelitian berfokus pada Hg. Penelitian tentang Danau Chao juga dapat membantu dalam memahami bentuk Hg dari jenis danau yang sama di DAS Sungai Yangtze. Untuk mengatasi kesenjangan penelitian ini, tujuan dari penelitian ini adalah sebagai berikut: untuk menguji variabilitas pasokan Hg ke danau dan dalam distribusi Hg dalam danau selama sekitar 100 tahun terakhir menggunakan kronologi sedimen inti (*core sediment*); dan untuk menemukan faktor antropogenik penting dengan menerapkan analisis statistik menggunakan indikator termasuk logam berat besi (Fe), kobalt (Co), kromium (Cr), tembaga (Cu), mangan (Mn), timah (Pb), seng (Zn), Hg, nutrisi, nitrogen total (TN), fosfor total (TP), total karbon organik (TOC), $\delta^{13}\text{C}$, dan $\delta^{15}\text{N}$, dan ukuran bulir, Penelitian ini juga menganalisis lingkungan di sekitar danau yang berhubungan dengan variabilitas iklim dalam mengkaji korelasi antara konsentrasi Hg, curah hujan, kecepatan angin, dan penguapan di cekungan Danau Chao.

2.2 Bahan dan Metode

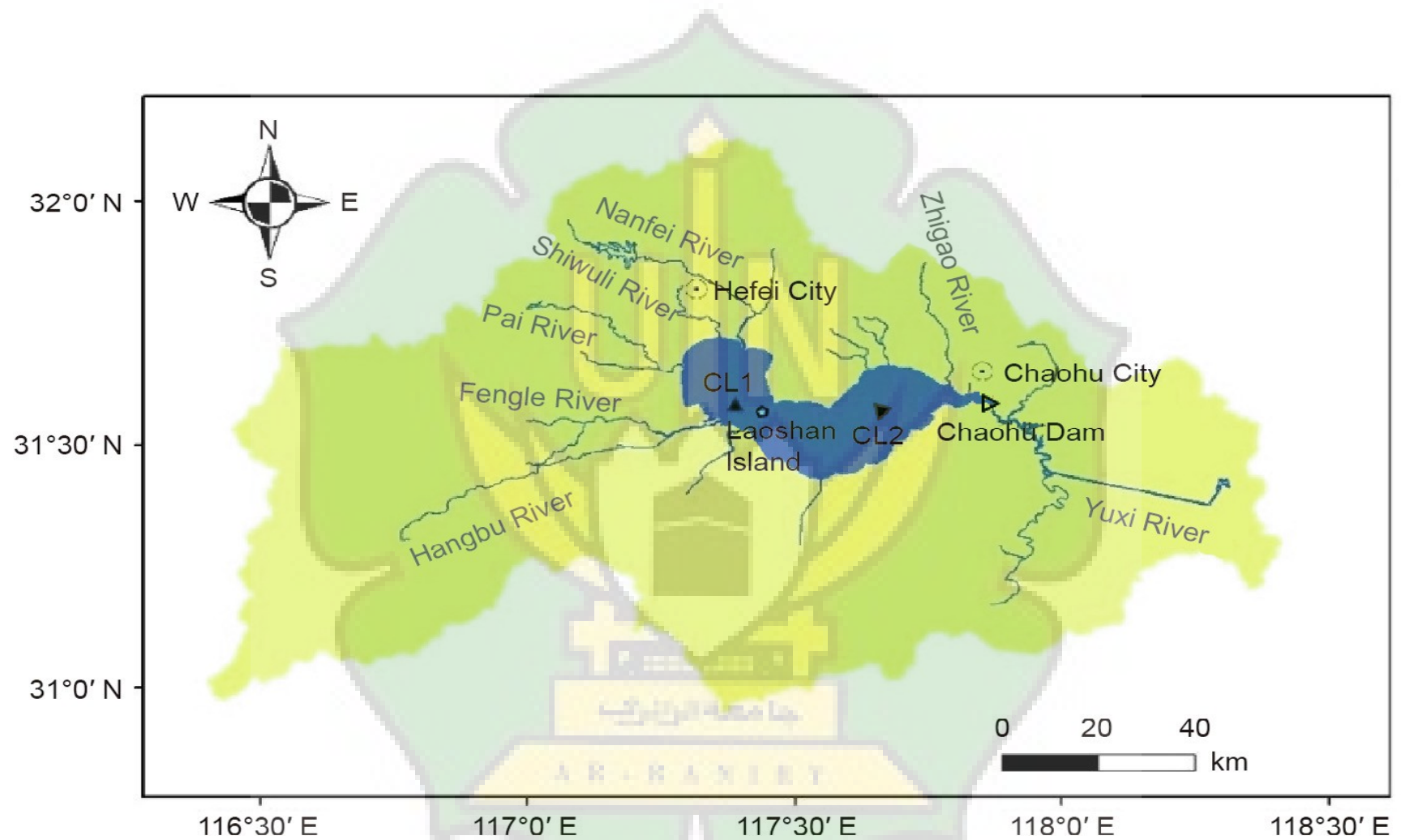
2.2.1 Pengambilan Sampel dan Analisis

Danau Chao ($117^{\circ}16' - 117^{\circ}51' \text{ N}$, $31^{\circ}25' - 31^{\circ}43' \text{ E}$) adalah danau dangkal di Tiongkok dengan luas permukaan 780 km^2 (Gambar 2.1). Aktivitas manusia yang sangat intens telah menyebabkan eutrofikasi dan pencemaran logam di Danau Chao [12,13]. Sejak pembangunan bendungan pada tahun 1963, permukaan air danau telah dikontrol, dan siklus hidrologi natural telah

mengalami perubahan [12]. Dua lokasi sampel (CL1 dan CL2) dipilih karena perbedaan tingkat pencemaran di tiap daerah. Selain itu, lokasi sampel harus memenuhi persyaratan akumulasi sedimen dalam jangka panjang dan efek gangguan minimal, termasuk yang terkait dengan suspensi.

Sedimen inti (*core sediment*) dikumpulkan pada tahun 2009 menggunakan sampler kolumnar (panjang 50 cm dan diameter 8 cm). Kedua sedimen inti (*core sediment*) memiliki panjang 30 cm, dan dipotong pada interval 1 cm. Setiap sampel dibekukan hingga di bawah 20°C. Sampel pretreatment Prosedurnya adalah sebagai berikut: Sampel dibekukan, dihomogenisasi dengan lesung (*mortar*) dan alu (*pestle*), dan disaring menggunakan layar 0,125 mm. Sampel kemudian dilarutkan menggunakan campuran asam klorida (HCl) dan asam nitrat (HNO₃) [16]. TP ditentukan setelah sampel dipanaskan selama 2 jam pada suhu 500 °C dan diekstraksi dengan 1 mol.L⁻¹ HCl. TN dianalisis menggunakan Elemental Analyzer (Vario EL III, Elementar Co., Germany). TOC diukur menggunakan TOC analyzer (Multi N/C[®] 2100, Analytik Jena AG, Jerman), setelah perlakuan dengan 1 mol.L⁻¹ HCl untuk menghilangkan karbon anorganik. Ketepatan analitis kurang dari 3% untuk TN dan 5% untuk TOC, menggunakan enam ulangan dari sampel yang dihomogenisasi.

Logam berat dideteksi oleh spektrometri massa plasma digabungkan secara induktif (iCAP Qc, Thermo Fisher Scientific, USA) setelah pelarutan gelombang mikro dalam campuran HNO₃, HCl, dan asam hidrofluorat (HF) (1:3:6, v/v). Referensi sedimen standar SUD-1 (Institut Penelitian Air Nasional, Environment Canada) digunakan untuk memperkirakan keakuratan analisis logam berat. Pemulihan (*recovery*) (nilai analitik/rasio nilai tersertifikasi,%) dari Cr, Cu, Pb, Mn, Zn, dan Co berada pada nilai 85% dan 110%. Total Hg dalam sampel diukur dengan menggunakan spektrometri fluoresensi atom uap dingin, menggunakan detektor Hg (F732-V, Shanghai Huaguang Instrument, China) [9,17]. Pemulihan rata-rata Hg adalah 98,3%. Oleh karena itu nilai yang diperoleh telah dalam rentang yang sesuai dengan nilai sertifikasi.



Gambar 2.1 Lokasi pengambilan sampel.

2.2.2 Pengolahan Data

Konsentrasi dasar Hg dalam sedimen Danau Chao ditentukan menggunakan metoda analisa paleoekologis (PIRLA) [18]. Faktor pengayaan *Enrichment Factor* (EF) [5] secara luas digunakan untuk menilai pencemaran logam berat dalam sedimen, karena membantu dalam membedakan antara sumber antropogenik alami dan logam berat. Tingkat kontaminasi Hg dalam sedimen Danau Chao dievaluasi menggunakan *Enrichment Factor* (EF). Selain itu, indeks geoakumulasi (I_{geo}) digunakan untuk mengevaluasi pencemaran logam berat yang disebabkan oleh aktivitas manusia [19].

Fluks Hg dihitung dengan menggunakan tingkat akumulasi rata-rata sedimen. Zan dkk. [13] menghitung rata-rata tingkat akumulasi sedimen di Danau Chao menggunakan ^{210}Pb ($^{210}\text{Pb}_{ex}$) yang tidak didukung/oleh dan aliran sedimentasi secara konstan (CFS) [20]. Tingkat akumulasi rata-rata sedimen CL1 ditemukan berkisar antara $0,224 \text{ g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$, sedangkan rata-rata tingkat akumulasi sedimen CL2 berkisar antara $0,242 \text{ g.cm}^{-2}.\text{a}^{-1}$ [13].

Data meteorologi berasal dari kumpulan data observasi grid CN05.1, yang diperoleh dari pendekatan anomali melalui interpolasi dan resolusi horizontal $0,25^\circ$ $0,25^\circ$ [21]. Normalitas data dan korelasi Pearson diuji menggunakan perangkat lunak **SPSS 18.0** (SPSS Statistics, IBM Corporation, USA). Distribusi normalitas data ditentukan dengan uji Kolmogorov-Smirnov. Data konsentrasi logam berat Hg, nutrisi, dan ukuran bulir sesuai dengan distribusi normal pada tingkat signifikansi 0,05.

2.3 Hasil

2.3.1 Profil Vertikal Hg

Berdasarkan Gambar 2.2 konsentrasi total Hg yang tersimpan dalam dua sedimen inti (*core sediment*) menunjukkan perubahan yang sesuai dengan konsentrasi di lapisan bawah permukaan yang meningkat mencapai nilai maksimum. Konsentrasi Hg yang terakumulasi dalam sedimen inti (*core sediment*) CL1 dan sedimen inti (*core sediment*) CL2 dibagi menjadi tiga periode yang berbeda: tahap yang relatif stabil sebelum tahun 1960,

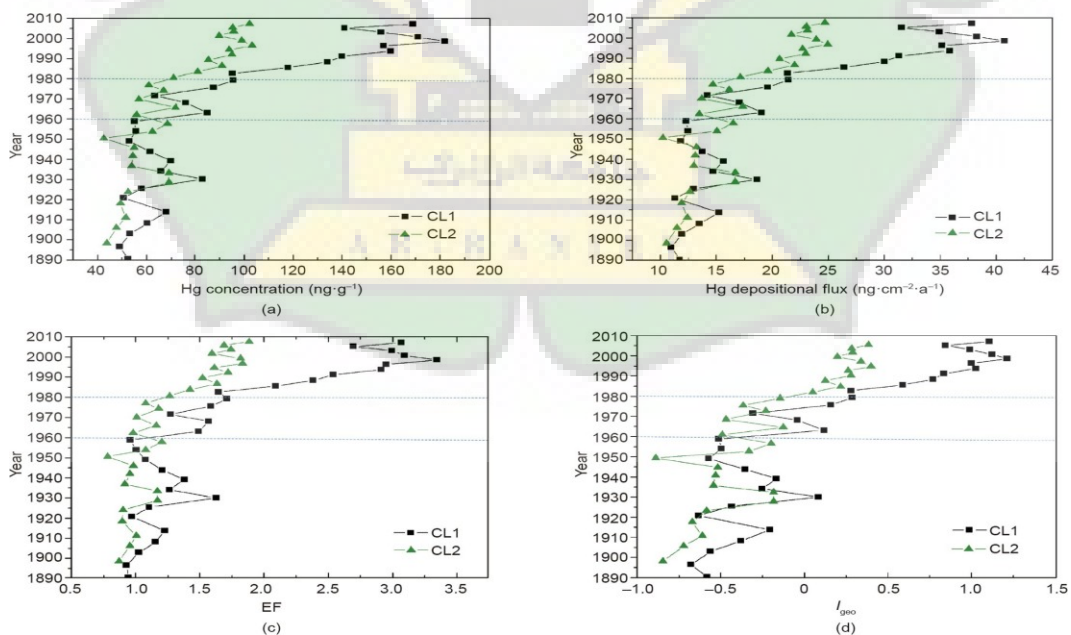
peningkatan konsentrasi Hg secara perlahan terjadi pada tahun 1960 hingga tahun 1980, sedangkan peningkatan signifikan dimulai pada tahun 1980 hingga saat ini.

Sebelum tahun 1960, masing-masing konsentrasi total Hg di sedimen kering CL1 berkisar antara $52.4-69.9 \text{ ng.g}^{-1}$, sedangkan di sedimen kering CL2 berkisar antara $43.5-68.8 \text{ ng.g}^{-1}$. Berdasarkan prosedur PIRLA, nilai Hg antara dua lokasi sampel CL1 dan CL2 menunjukkan adanya perbedaan; nilai dasar Hg untuk sedimen danau ditunjukkan dengan nilai rata-rata dari dua lokasi sampel tersebut. Konsentrasi dasar Hg dalam sedimen Danau Chao adalah $(52,29 \pm 5,15) \text{ ng}^{-1}$. Hasil penelitian menunjukkan bahwa konsentrasi dasar Hg dalam sedimen inti (*core sediment*) danau selama tahap pertama berada di periode dasar (pra-1960). Pupuk kimia tidak digunakan dalam pertanian tradisional di seluruh Daerah Aliran Sungai (DAS) [12]. Sehingga tidak adanya peningkatan signifikan yang ditemukan pada dua sedimen inti (*core sediment*) untuk konsentrasi Hg sebelum tahun 1950; satu-satunya peningkatan kecil diamati pada tahun 1930 yang diakibatkan oleh perang Revolusi Sipil pertama di Tiongkok (1924–1927) dan Perang kedua terjadi pada (1937–1945) [22,23] antara Negara Tiongkok dan Jepang. Konsentrasi Hg pada dua sedimen inti (*core sediment*) menunjukkan berjalannya sistem danau alami, sebelum tahun 1960 dengan sedikit terjadinya pencemaran yang diakibatkan manusia, yang konsisten dengan konsentrasi nutrisi, logam berat, dan senyawa organik dalam sedimen inti [12,16].

Tahap kedua, konsentrasi Hg pada masing-masing CL1 dan CL2 naik secara perlahan dari $76,3$ dan $71,6 \text{ ng.g}^{-1}$ pada tahun 1960 menjadi $95,4$ dan $80,9 \text{ ng.g}^{-1}$ yaitu pada awal tahun 1980. Penggunaan Hg mulai meningkat pada tahun 1960, akibat terjadinya imigrasi pertama Tiongkok di daerah aliran sungai yang diteliti [24]. Selama tahap ketiga, sedimen inti (*core sediment*) CL1 dan sedimen inti (*core sediment*) CL2 menunjukkan peningkatan konsentrasi Hg yang tinggi, di antara $95,4$ dan $80,9 \text{ ng.g}^{-1}$ yaitu pada awal tahun 1980 sampai level saat ini yaitu 169.0 dan 102.0 ng. g^{-1} . Peningkatan

konsentrasi Hg saat ini berkaitan dengan emisi Hg, pembakaran batubara, dan limbah hasil industrialisasi di Tiongkok [25]. Dengan reformasi Tiongkok dan kebijakan imigrasi yang dimulai pada tahun 1978, sehingga terjadinya perkembangan ekonomi yang cepat di Tiongkok [23], seperti meningkatnya penggunaan bahan bakar fosil terutama batu bara dan minyak sebagai sumber energi yang dominan menyebabkan tingginya emisi Hg [26].

Kadar Hg dalam sedimen inti (*core sediment*) CL1 jauh lebih tinggi pada tahap sejarah yang berbeda dibandingkan dengan sedimen inti (*core sediment*) CL2. Sebagian besar populasi dan industri beroperasi di kota Hefei, ibu kota Provinsi Anhui, telah menghasilkan input Hg yang lebih tinggi di wilayah danau barat (sedimen inti CL1), dibandingkan dengan wilayah danau timur (sedimen inti CL2). Dengan demikian, peningkatan Hg dari aktivitas manusia seperti limpasan pertanian, sumber perkotaan, dan sumber industri yang memiliki dampak lebih besar di lokasi sampel CL1 dibandingkan dengan lokasi CL2. Sejumlah penelitian telah menunjukkan bahwa kontaminasi Hg yang tercatat dalam sedimen inti (*core sediment*) secara signifikan sering dipengaruhi oleh tingkat urbanisasi lokal/regional [27].



Gambar 2.2 Profil vertikal konsentrasi (a) Hg dalam sedimen kering (b) Pengendapan Hg (c) EF (d) I_{geo} dalam dua sedimen inti.

2.3.2 Pengendapan Aliran dan Inventaris Massa Hg

Emisi Hg di daerah perairan danau, serta laju sedimen dan kondisi sedimentologis di danau dapat mempengaruhi akumulasi Hg dalam sedimen inti (*core sediment*). Oleh karena itu, untuk menunjukkan akumulasi Hg dalam sedimen, endapan Hg dinilai lebih sesuai daripada konsentrasi Hg [28]. pengendapan aliran Hg, F , dihitung menggunakan persamaan berikut:

$$F = C_i p_i Y_i \quad (1)$$

C_i adalah konsentrasi Hg dari irisan i (ng.g^{-1}), p_i adalah massa-massa sedimen kering untuk irisan i (gm^{-3}), dan Y_i adalah sedimen Laju irisan-irisan (cm.a^{-1}). Gambar 2,2 (b) menunjukkan pengendapan aliran setiap sedimen inti (*core sediment*) yang menyerupai *background* kadar Hg dari beberapa tahap di wilayah barat dan timur. Intensitas emisi yang tinggi menghasilkan pengendapan aliran yang tinggi yang telah diamati pada sedimen inti (*core sediment*) danau bagian barat [25,26]. Data endapan sedimen dapat membantu dalam menghitung tingkat kemiringan terhadap endapan sedimen di Danau Chao. Gambar 2.2 (b) menunjukkan di wilayah danau barat (CL1), akumulasi Hg dari endapan rendah naik secara perlahan pada awal berdirinya Tiongkok. Sebelum tahun 1960, laju peningkatan yang rendah dalam endapan Hg, k , ditemukan dengan tingkat kenaikan $0,0348$ dan $0,0520 \text{ a}^{-1}$ untuk masing-masing CL1 dan CL2, yang terdapat pada (Tabel 2.1). Pengendapan Hg kemudian meningkat antara tahun 1960 hingga tahun 1980, dengan tingkat kenaikan $0,3842$ dan $0,1358 \text{ a}^{-1}$ untuk masing-masing CL1 dan CL2. Perubahan Hg meningkat dengan cepat setelah tahun 1980, ketika Tiongkok memulai proses industrialisasi yang cepat. Aliran sedimen pada periode ini meningkat 2-3 kali lebih banyak sebelum tahun 1960 seperti dalam Tabel 2.1.

Tabel 2.1. menunjukkan inventarisasi massa Hg dalam sedimen inti (*core sediment*) dihitung berdasarkan tiga tahap. Dibandingkan dengan wilayah yang ada di barat, konsentrasi massa Hg di wilayah timur relatif rendah, sedangkan pencemaran yang tinggi terdapat di wilayah barat karena ketidakseimbangan pembangunan ekonomi dan industri di daerah tangkapan air. Selain itu, inventarisasi massa Hg pada sedimen inti (*core sediment*) CL1

dan CL2 setelah tahun 1960 meningkat 69%-74% dari total inventaris Hg sebelumnya, peningkatan Hg di Danau Chao saat ini disebabkan oleh peningkatan kegiatan antropologis.

Tabel 2.1. Perubahan aliran dan inventori pada endapan Hg dalam sedimen inti pada tahap yang berbeda.

Situs Inti	Jangka waktu	Linear regresi				Aliran (ng.cm ⁻² .a ⁻¹)	Inventories (ng.cm ⁻²)
		<i>k (a_1)</i>	<i>R2</i>	<i>P</i>	<i>N</i>		
Wilayah Bbarat (CL1)	Sebelum 1960s	0.0348	0.0895	0.321	13	11.0–18.6 (13.6)	218.0
	1960s–1980s	0.3842	0.9715	0.020	5	13.4–19.6 (16.3)	130.6
	1980s–Sekarang	0.6759	0.8520	0	12	21.4–38.3 (31.8)	477.0
Wilayah Timur	Sebelum 1960s	0.0520	0.7589	0	13	10.5–15.0 (12.7)	203.2
	1960s–1980s	0.1358	0.5273	0.165	5	13.5–16.1 (14.5)	115.7
	1980s–Sekarang	0.2137	0.7547	0	13	17.1–24.7 (21.7)	325.7

“()”: Nilai rata-rata pengendapan aliran

2.3.3 Tingkat Pencemaran Hg

Berdasarkan Gambar 2.2 (c) dalam dua sedimen inti (*core sediment*) ini, Hg *Enrichment Factor* (EF) lebih rendah pada sedimen yang lebih dalam (sebelum tahun 1980, dengan EF <1,5), disertai dengan peningkatan pada sedimen yang lebih dangkal (setelah tahun 1980, EF > 1,5); nilai tertinggi menunjukkan di dekat permukaan. Berdasarkan karya Haris dan Aris [29], nilai EF antara 0,5 dan 1,5 menunjukkan bahwa seluruh logam berasal dari pelapukan dan pengangkutan bahan kerak, sedangkan nilai EF di atas 1,5 menunjukkan bahwa sebagian kecil logam berasal dari sumber antropogenik. Oleh karena itu, Danau Chao memiliki peningkatan substansial dalam data Hg setelah tahun 1980, ketika reformasi dan kebijakan imigrasi yang diterapkan di Tiongkok.

Gambar 2.2 (d) menunjukkan sebelum tahun 1980, I_{geo} dalam dua sedimen inti (*core sediment*) ini di bawah 0 (bebas pencemaran), kecuali pada tahun 1970 dengan kedalaman danau Chao (15 cm) dan pada tahun 1936 (23 cm) di sedimen inti (*core sediment*) LC1 menunjukkan adanya terjadi pencemaran. Setelah tahun 1980, I_{geo} sedimen inti (*core sediment*)

CL2 berada di antara 0 dan 0,5 yang menunjukkan beberapa tingkat pencemaran Hg. I_{geo} sedimen inti (*core sediment*) CL1 meningkat pesat sejak Tahun 1980 dan mencapai di atas 1 pada tahun 1990, yang dikategorikan tingkat pencemaran sedang. Hasil *indeks geoakumulasi* menunjukkan bahwa kontaminasi Hg di Danau Chao lebih sedikit, namun kecendrungan pencemaran meningkat secara signifikan.

Sumber Hg antropogenik di Tiongkok dapat dibagi menjadi emisi Hg yang tidak terbatas dengan pembakaran bahan bakar, proses industri yang memanfaatkan Hg (yaitu, metode kalsium karbida-proses PVC), produk-produk yang mengandung Hg (misalnya, produk medis, lampu fluoresen, baterai), pertambangan dan peleburan Hg. Namun, sumber emisi Hg adalah sumber utama Hg di atmosfer, dan emisi ini dihasilkan oleh tiga industri utama. Industri batubara adalah sumber utama emisi Hg di atmosfer, karena volume produksi yang besar, kandungan Hg yang tinggi dan karakteristik halogen yang rendah dari batubara [25,26]. Sumber lain dari emisi Hg di atmosfer adalah proses peleburan logam *non-ferrous*, yang mencakup peleburan Zn, Pb, dan Cu, karena bijih ini mengandung Hg [30]. Sehingga industri semen menjadi sumber utama emisi Hg di atmosfer. Tiongkok adalah penghasil semen terbesar di dunia (>80% dari produksi semen global), dan Hg dikaitkan dengan bahan baku batu kapur, dan batubara yang digunakan untuk bahan bakar [31]. Berdasarkan Buku Tahunan Statistik Anhui 2016 [32], industri penambangan batubara, peleburan logam *non-ferrous*, dan produksi semen terus berkembang selama sepuluh tahun terakhir. Industri yang berbahan bakar batubara adalah sumber utama emisi Hg di Asia [31,33].

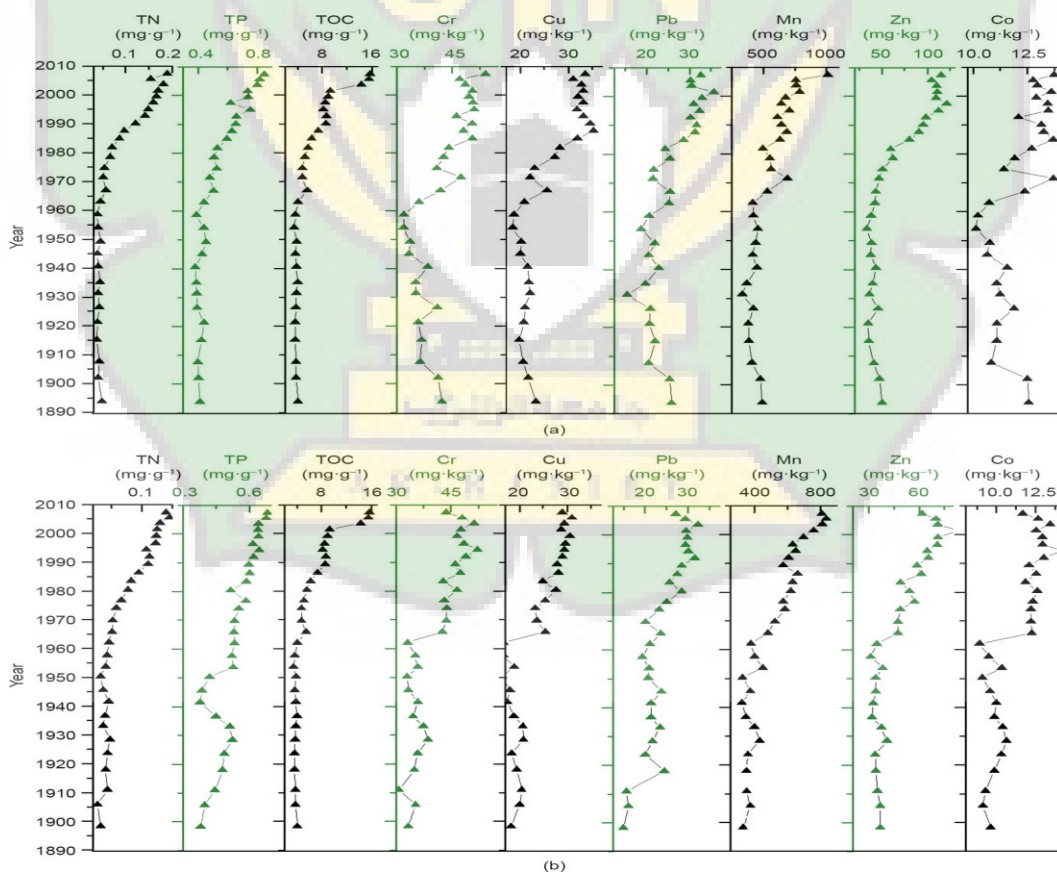
Meskipun aktivitas manusia telah menyebabkan emisi Hg di atmosfer karena penggunaan bahan bakar fosil, akan tetapi keberadaan Hg di atmosfer bukan sumber utama Hg di dalam sedimen Danau Chao. Gambar 2.3 dan 2.4 menunjukkan korelasi antara logam Hg dan logam lainnya yaitu memiliki sumber yang sama dari kegiatan antropogenik. Industri terkait erat dengan pencemaran air di danau; misalnya, produksi pasokan tenaga listrik, tenaga panas, peleburan logam *non-ferrous*, dan industri pengolahan logam akan

menghasilkan air limbah dan aerosol dengan konsentrasi logam berat berbeda dalam proses produksi [14]. Pembuangan limbah dari industri merupakan sumber pencemaran logam berat yang utama di danau [15].

	Fe	Co	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn	Hg
Fe	1							
Co	0.745 ^a	1						
Cr	0.806 ^a	0.937 ^a	1					
Cu	0.820 ^a	0.864 ^a	0.917 ^a	1				
Mn	0.736 ^a	0.819 ^a	0.888 ^a	0.862 ^a	1			
Pb	0.795 ^a	0.739 ^a	0.876 ^a	0.60903	0.829 ^a	1		
Zn	0.818 ^a	0.753 ^a	0.841 ^a	0.912 ^a	0.817 ^a	0.851 ^a	1	
Hg	0.749 ^a	0.636 ^a	0.747 ^a	0.831 ^a	0.736 ^a	0.773 ^a	0.926 ^a	1

^a Korelasi signifikan pada $p < 0,01$ (dua sisi).

Gambar 2.3. Matrik korelasi antara Hg dan logam lainnya dalam sedimen inti (*core sediment*) LCI dan LC2



Gambar 2.4. Bentuk vertikal nutrisi dan logam berat (a) sedimen inti (*core sediment*) CL1 dan (b) sedimen inti (*core sediment*) CL2.

2.3.4 Korelasi Antara Hg dan Faktor Lainnya

Analisis korelasi nutrisi dan Hg dari dua sedimen inti menunjukkan hubungan yang signifikan ($P < 0,01$). Gambar 2.5 menunjukkan korelasi antara TN, $\delta^{15}\text{N}$, TP, TOC, dan Hg yang diamati pada dua sedimen inti (*core sediment*) menunjukkan korelasi positif. Akan tetapi, pada analisis $\delta^{13}\text{C}$ rasio karbon nitrogen (C/N) dan Hg menunjukkan korelasi negatif. Sejak tahun 1970, sejumlah besar limbah industri, pertanian, dan domestik telah dibuang ke Danau Chao, sehingga menyebabkan terjadinya peningkatan nutrisi [12]. Misalnya, penggunaan pupuk nitrogen (N) dan fosfor (P) di Provinsi Anhui yang meningkat pada tahun 1980, dengan tingkat penggunaan $750 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, dan sampai dengan sekarang terus meningkat [34]. Penggunaan pestisida dan fungisida yang mengandung Hg telah banyak digunakan dalam pertanian sejak dulu, sehingga menghasilkan Hg dalam konsentrasi yang tinggi di tanah pertanian intensif [31]. Tanah padi di Daerah Aliran Sungai (DAS) Danau Chao, adalah jenis tanah utama dengan tingkat kesuburan tinggi yang dibentuk oleh budidaya manusia [35], sehingga memiliki kapasitas adsorpsi yang tinggi untuk Hg [36]. Oleh karena itu, pupuk yang mengandung nitrogen (N), fosfor (P) dan bahan organik tanah dapat menyerap Hg yang dibuang ke danau dari limpasan permukaan. Selanjutnya, dengan mudah Hg dapat diserap oleh sedimen anorganik dalam air alami [37]. Hidrosulfonil, amina, karboksil, dan gugus fungsi lainnya yang terkandung dalam sedimen dapat berikatan dengan Hg untuk membentuk kompleks organik yang stabil [31,38].

Faktor rasio termasuk C/N, $\delta^{15}\text{N}$ dan $\delta^{13}\text{C}$ dapat digunakan untuk mengidentifikasi sumber bahan organik di sedimen (SOM) [39], yang dapat merekam perubahan daya produksi utama [40]. Peningkatan daya produksi utama (termasuk produksi alga) menyebabkan peningkatan pengendapan sumber bahan organik di sedimen (SOM), bersama dengan perubahan $\delta^{13}\text{C}$ [41]. Bahan organik memiliki dampak pada metil-merkuri [42], karena dapat membawa metilasi Hg dengan mengikat aktivitas mikroba [43,44], akan tetapi juga dapat menghambat metilasi Hg dengan menggabungkan Hg anorganik untuk mengurangi efisiensi metilasi [45].

Biasanya, sumber karbon stabil memiliki dampak besar pada produksi Hg^0 [38,46]. Metilasi dan demetilasi merkuri adalah proses dinamis yang beroperasi pada hubungan Hg yang kompleks diantara fase cair, partikulat, bahan organik, jumlah dan spesies.

Kandungan dan distribusi berbagai elemen yang ditemukan dalam sedimen seringkali berkaitan erat dengan perubahan kondisi sedimentologis [47]. Ukuran butiran dalam sampel sedimen dapat memberikan data perubahan hidrologi, karena intensitas hidrodinamik menentukan kemampuan untuk mengangkut berbagai ukuran butir [14]. Gambar 2.6 menunjukkan korelasi analisis Hg dengan partikel kecil (ukuran butir $<8 \mu m$) menunjukkan korelasi yang positif, sedangkan korelasi Hg dengan partikel yang lebih besar (ukuran butir $>8 \mu m$) menunjukkan korelasi negatif. Pengendapan dan penumpukan sedimen butiran halus di Danau Chao telah meningkat sejak tahun 1963 karena pembangunan Dam Chaohu di Sungai Yuxi [12]. Pada badan air semi tertutup dengan regulasi buatan, kapasitas pertukaran air alamnya telah hilang, dan lingkungan sedimennya cenderung konstan. Kondisi pengendapan yang konstan menghasilkan akumulasi partikel halus, SOM, dan nutrisi, dan Hg diendapkan bersamaan dengan pengendapan sejumlah besar butiran halus.

	TP	TN	TOC	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	C/N	Hg
TP	1						
TN	0.929 ^a	1					
TOC	0.775 ^a	0.861 ^a	1				
$\delta^{13}C$	0.924 ^a	0.927 ^a	0.845 ^a	1			
$\delta^{15}N$	-0.866 ^a	-0.898 ^a	-0.775 ^a	-0.914 ^a	1		
C/N	-0.632 ^a	-0.648 ^a	-0.226 ^a	-0.647 ^a	0.667 ^a	1	
Hg	0.829 ^a	0.895 ^b	0.786 ^a	0.891 ^a	-0.734 ^a	-0.516 ^a	1

^a Korelasi signifikan pada $p < 0,01$ (dua sisi).

^b Korelasi signifikan pada $p < 0,05$ (dua sisi).

Gambar 2.5. Koefisien korelasi pearson dan Hg dalam sedimen inti (*core sediment*) CL1 dan CL2.

	< 4 μm	4-8 μm	8-16 μm	16-64 μm	Hg
< 4 μm	1				
4-8 μm	0.917 ^a	1			
8-16 μm	-0.578 ^a	-0.245	1		
16-64 μm	-0.912 ^a	-0.991 ^a	0.242	1	
Hg	0.838 ^a	0.758 ^a	-0.540 ^a	-0.787 ^a	1

^a Korelasi signifikan pada $p < 0,01$ (dua sisi).

^b Korelasi signifikan pada $p < 0,05$ (dua sisi).

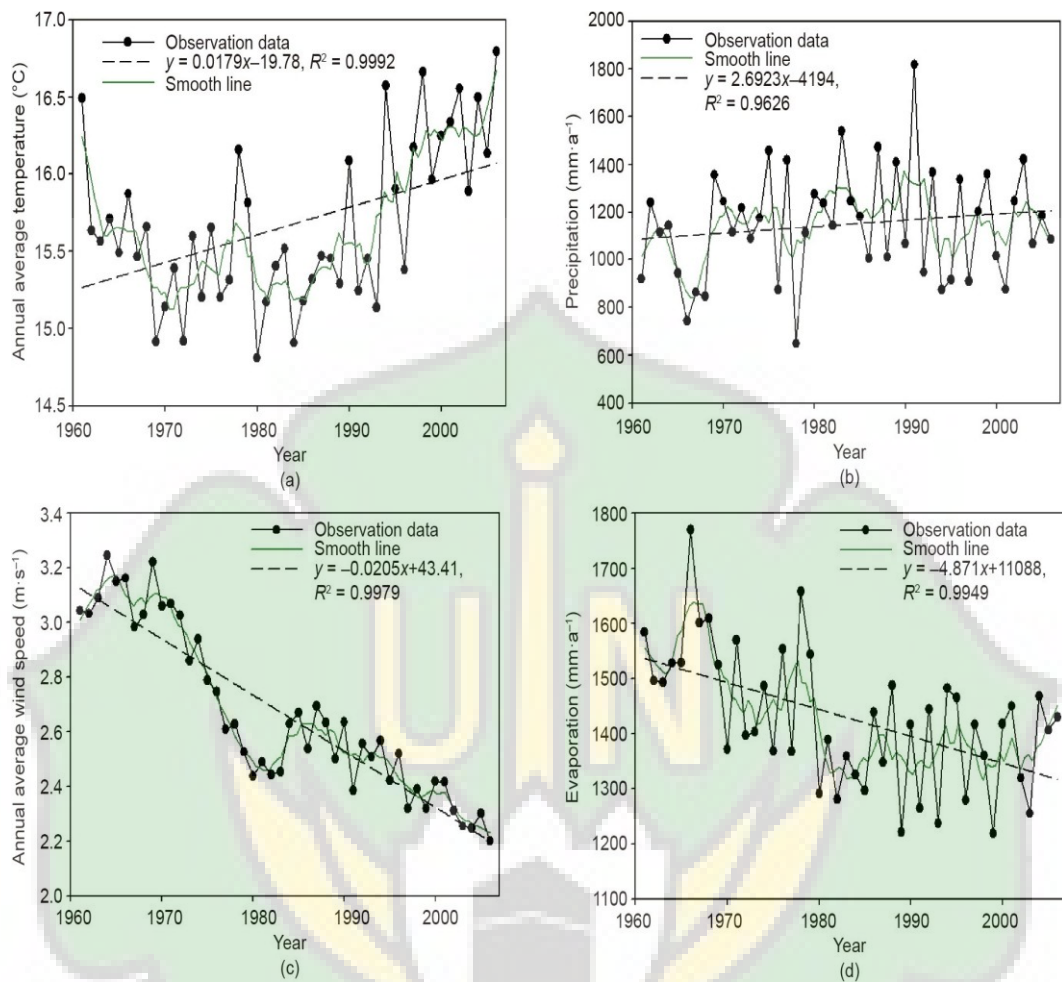
Gambar 2.6. Koefisien korelasi pearson antara Hg dan distribusi prekuensi ukuran partikel yang berbeda dari sedimen inti (*core sediment*) LCI dan LC2.

2.3.5 Perubahan Iklim dan Deposisi Hg

Berdasarkan Gambar 2.7 (a,b) Analisis faktor statistik iklim menunjukkan bahwa suhu udara rata-rata tahunan dan curah hujan tahunan meningkat masing-masing 0,98 °C dan 148,1 mm, dari tahun 1961 hingga tahun 2017 di Danau Chao. Gambar 2.7 (c,d) menunjukkan masing-masing kecepatan angin rata-rata tahunan dan evaporasi tahunan menurun sebesar 1,128 m.s⁻¹ dan 267,9 mm.a⁻¹, dari tahun 1961 hingga tahun 2017. Gambar 2.7 (a) menunjukkan suhu rata-rata tahunan di Danau Chao telah meningkat, yang mungkin disebabkan oleh peningkatan emisi gas rumah kaca yang disebabkan oleh perkembangan industrialisasi secara pesat dan urbanisasi setelah tahun 1980; peningkatan suhu ini diketahui mengubah ekosistem darat dan perairan, termasuk danau [44,48,49]. Pengaruh perubahan iklim terhadap aliran Hg dianalisis dengan membandingkan nya perbedaan antara faktor meteorologis di daerah tangkapan air [49]. Emisi Hg yang diakibatkan oleh aktivitas manusia dianggap sebagai "emisi murni" sedangkan proses penguapan Hg dari media permukaan karena kenaikan suhu sekitar dianggap sebagai "emisi sekunder" [50]. Gambar 2.7 menunjukkan bahwa analisis korelasi Hg dengan suhu udara rata-rata tahunan berkorelasi positif dan berkorelasi sedang Jelas, pemanasan iklim akan mengubah remisi Hg, yang seharusnya mengarah pada peningkatan emisi Hg secara keseluruhan. Selain itu, banyak penelitian telah mendokumentasikan kenaikan suhu air di lingkungan perairan di seluruh

dunia [51,52], yang mempengaruhi berbagai proses biologis, kimia, dan fisik. Oleh karena itu, kenaikan suhu udara menyebabkan peningkatan suhu air, yang mungkin berdampak pada transformasi dan pengendapan Hg [53,54].

Gambar 2.8 menunjukkan korelasi antara endapan Hg tidak dikoreksi, karena perubahan dalam kondisi meteorologi ini memiliki efek gabungan pada transportasi Hg. Benar, perbedaan kekuatan curah hujan sering mempengaruhi kekuatan erosi tanah dan input dari sumber polutan Hg [9]. Sebagian besar emisi antropogenik Hg di atmosfer adalah dalam bentuk uap elemen merkuri (lebih dari 95%), dan sisanya terdiri dari senyawa Hg divalen, atau Hg yang diadsorpsi menjadi partikel [55]. Masa uap elemen Hg di atmosfer adalah sekitar beberapa bulan sampai satu tahun, yang memfasilitasi transportasi jarak jauh [56]. Korelasi endapan Hg tidak berpengaruh terhadap kecepatan angin, dalam penguapan tahunan. Sedangkan perubahan kecepatan angin akan mempengaruhi perpindahan dan pengendapan Hg dengan mengatur sirkulasi air dan laju aliran air [24]. Penurunan kecepatan angin rata-rata di DAS Danau Chao telah berkontribusi pada kondisi hidrodinamik yang relatif stabil, sehingga membantu dalam penyelesaian Hg. Selain itu, jumlah volatil Hg dalam badan air berkurang karena penguapan tahunan berkurang, menghasilkan lebih banyak pengendapan Hg dalam sedimen [49]. Perubahan iklim yang sedang berlangsung dapat menyebabkan perubahan dalam jumlah distribusi curah hujan, suhu, kecepatan, arah angin, dan penguapan, yang kemungkinan akan berdampak pada intensitas dan jalur transportasi Hg [49].



Gambar 2.7. Variasi faktor meteorologi di tangkapan danau chao dari tahun 1961 hingga 2016.

	Hg	TP	TN	TOC	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	C/N
Suhu	0.524 ^a	0.516 ^a	0.86 ^a	0.927 ^a	-0.898 ^a	0.648 ^a	0.895 ^b
Pengendapan	0.081	0.113	0.099	0.845 ^a	-0.775 ^a	0.226 ^b	0.786 ^a
Kecepatan angin	-0.799 ^a	0.826 ^a	0.825 ^a	-0.628 ^a	-0.840 ^a	0.821 ^a	0.640 ^a
Penguapan	-0.472 ^a	0.462 ^a	0.825 ^a	-0.395 ^a	-0.477 ^a	0.477 ^a	0.350 ^b

^a Korelasi signifikan pada $p < 0,01$ (dua sisi).

^b Korelasi signifikan pada $p < 0,05$ (dua sisi).

Gambar 2.8. Koefisien korelasi pearson antara Hg, faktor meteorologi dan nutrisi dalam sedimen inti LC1 dan LC2.

2.4 Kesimpulan

Penelitian ini melaporkan bahwa konsentrasi dasar Hg dalam sedimen Danau Chao adalah $(52,29 \pm 5,15) \text{ ng}^{-1}$, dan ada tiga periode endapan Hg yang dapat diidentifikasi: yaitu pra-1960, 1960-1980, dan pasca-1980. Ada tahap yang relatif stabil sebelum tahun 1960, peningkatan secara lambat dimulai dari tahun 1960 hingga tahun 1980, dan peningkatan tajam dimulai dari tahun 1980 sampai dengan saat ini. Deposisi berkorelasi dengan variabel termasuk konsentrasi logam berat, nutrisi, dan ukuran butiran sedimen. Karena dampak pemanasan global yang tinggi dan kompleks, sehingga pengaruh dari temperatur udara dan pengendapan Hg sulit dipisahkan, diukur, dan membutuhkan studi-studi tambahan selanjutnya.



BAB III PEMBAHASAN

3.1 Identitas artikel jurnal ilmiah

Jurnal	Engineering
Cite Score	8.2
Impact Factor	6.495
5-Year Impact Factor	6.607
Source Normalized Impact per Paper (SNIP)	2.846
SCImago Journal Rank (SJR)	1.007
Abstracting and Indexing	• Scopus • Directory of Open Access Journals (DOAJ) • Science Citation Index Expanded • INSPEC

3.2 Identitas artikel ilmiah

Judul Artikel Ilmiah	A Historical Sedimentary Record of Mercury in a Shallow Eutrophic Lake: Impacts of Human Activities and Climate Change
Nomor	5
Tahun	2019
Halaman	296-304
Penerbit	Elsevier
Penulis	Hanxiao Zhang ^a , Shouliang Huo ^a , Kevin M. Yeager ^a , Beidou Xi ^a , Jingtian Zhang ^a , Fengchang Wu ^a
Institusi Penulis	^a Jurusan Ilmu Bumi dan Lingkungan, Universitas Kentucky, Lexington, KY, Amerika Serikat.

3.3 Kebaruan Artikel

Pencemaran logam berat adalah permasalahan yang sangat serius untuk ditangani, dikarenakan logam berat dapat membahayakan ekosistem dan dapat merusak lingkungan. Logam-logam berat yang mencemari lingkungan sering terdapat dalam air hasil buangan dari kawasan industri yang biasa limbahnya tidak diolah terlebih dahulu. Pencemaran logam berat seperti Kadmium (Cd), mangan (Mn), besi (Fe), seng (Zn), cromium (Cr), tembaga (Cu), timbal (Pb), nikel (Ni) dan raksa (Hg). Logam berat dapat menimbulkan efek bahaya bagi kesehatan manusia tergantung pada bagian mana logam berat tersebut terikat dalam tubuh. Apabila kepekatan logam-logam terlalu tinggi, maka logam ini akan menjadi suatu ancaman bagi kesehatan manusia jika memasuki rantai makanan (Putranto, 2011).

Kontaminasi logam berat seperti Pb dan Hg di sekitar tambang dan peleburan bijih tersebar luas di banyak negara, dan dalam beberapa kasus, terus meningkat bahkan di negara maju seperti AS (USEPA, 1997; Gehrke dkk., 2011; Rimondi dkk., 2012).

Pada artikel ini studi terbaru telah menggunakan isotop Hg dalam inti sedimen danau untuk melacak dampak kontaminasi antropogenik Hg selama sekitar 100 tahun secara andal atau mengevaluasi siklus Hg di Danau Chao di Tiongkok (Jackson dan Muir, 2004, 2012; Jackson dkk., 2008; Feng et al., 2010; Sonke dkk., 2010).

Telah dilakukan penelitian serupa tentang sedimentasi di danau Chao, namun berdasarkan penelitian sebelumnya yang dilakukan oleh (Chaocan dkk., 2015), penelitian ini hanya membahas tentang sejarah pengendapan hidrokarbon aromatik polisiklik (PAH) di danau eutrofik dangkal, yaitu menilai catatan sedimen PAH selama rentang waktu sekitar 100 tahun. Sedangkan pada penelitian artikel terbaru ini lebih membahas tentang sejarah endapan merkuri (Hg) dalam 100 tahun pada sedimen di Danau Chao, danau eutrofik dangkal di Tiongkok.

3.4 Kelebihan Artikel

Kelebihan dalam artikel ini adalah:

- a. Sebagai informasi terbaru dari artikel terdahulu, dengan adanya penelitian ini kita dapat mengetahui sejarah endapan merkuri selama sekitar 100 tahun terakhir menggunakan kronologi sedimen inti. Selain itu juga dapat mengetahui tiga periode endapan Hg yang dapat diidentifikasi yaitu pra-1960, 1960-1980, dan pasca-1980.
- b. Dengan dilakukannya penelitian ini kita dapat mengetahui bahwa sedimen inti (*core sediment*) dapat berfungsi sebagai rekaman yang sangat penting, karena dapat merekam fluks logam dalam sistem air dan dapat menjadi alat yang efektif untuk merekonstruksi sejarah polutan dan kondisi lingkungan.
- c. Dengan adanya faktor pengayaan *Enrichment Faktor* (EF) dapat mengetahui cara yang mudah untuk menilai pencemaran logam berat dalam sedimen, karena membantu dalam membedakan antara sumber antropogenik alami dan logam berat.
- d. Dengan adanya *indeks geoakumulasi* yang digunakan maka dapat mengetahui tingkat kontaminasi logam berat dalam sedimen.

- e. Sebagai referensi bagi pembaca dan dapat dijadikan referensi penelitian bagi peneliti selanjutnya.

3.5 Kekurangan Artikel

Kekurangan dalam artikel ini adalah:

- a. Pada artikel ini belum menjelaskan terkait dengan pengambilan sampel sedimen secara mendetail.
- b. Pada artikel ini belum menjelaskan terkait dengan pengendapan aliran Hg, F, yang dihitung menggunakan persamaan $F = C_i p_i Y_i$.

3.6 Dampak Artikel

Dampak dari artikel ini adalah:

- a. Untuk menjadi tinjauan monitoring pada danau eutrofik di Indonesia dengan menggunakan sedimen inti sebagai alat rekaman yang sangat penting untuk merekam fluks logam dalam sistem air dan dapat menjadi alat efektif untuk merekonstruksi sejarah polutan dan kondisi lingkungan pada danau yang ingin diteliti yang sudah terkontaminasi oleh merkuri.
- b. Sebagai upaya pengendalian pencemaran khususnya logam berat Hg di Danau Chao dan menjadi referensi bagi pemerintah untuk menerapkan kebijakan-kebijakan lingkungan di daerah tersebut sebagai pencegahan untuk penanggulangan kasus yang serupa seperti kasus minamata yang terjadi di Jepang pada akhir tahun 1950.

BAB IV

KESIMPULAN

4.1 Kesimpulan

Penelitian ini melaporkan bahwa konsentrasi dasar Hg dalam sedimen Danau Chao adalah $(52,29 \pm 5,15) \text{ ng}^{-1}$, dan ada tiga periode endapan Hg yang dapat diidentifikasi: yaitu pra-1960, 1960-1980, dan pasca-1980. Ada tahap yang relatif stabil sebelum tahun 1960, peningkatan secara lambat dimulai dari tahun 1960 hingga tahun 1980, dan peningkatan tajam dimulai dari tahun 1980 sampai dengan saat ini. Deposisi berkorelasi dengan variabel termasuk konsentrasi logam berat, nutrisi, dan ukuran butiran sedimen. Karena dampak pemanasan global yang tinggi dan kompleks, sehingga pengaruh dari temperatur udara dan pengendapan Hg sulit dipisahkan, diukur, dan membutuhkan studi-studi tambahan selanjutnya.

4.2 Saran

Perlu adanya pemantauan secara berkala agar kondisi kandungan logam berat di Danau Chao Tiongkok dapat diketahui secara berkesinambungan dan perlu adanya tindak lanjut dan upaya dalam menanggulangi pencemaran air didanau tersebut.